



**Elsa Virgínia
Moreira Sá**

**Validação de um modelo de compostagem usando um
compostor doméstico**



**Elsa Virgínia
Moreira Sá**

**Validação de um modelo de compostagem usando um
compostor doméstico**

dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica da Professora Doutora Ana Paula Duarte Gomes, Professora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

O júri

Presidente

Professor Doutor Luís António Cruz Tarelho

Professora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Vogais

Professora Doutora Ana Paula Duarte Gomes

Professora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Professora Doutora Célia Maria Dias Ferreira

Professora Adjunta do Departamento de Ciências Exactas e do Ambiente da Escola Superior Agrária de Coimbra.

agradecimentos

Gostaria de agradecer à Prof. Doutora Ana Paula Duarte Gomes, minha orientadora, pela ajuda prestada durante a execução deste trabalho.

Ao Daniel Neves pela sua disponibilidade e tempo dispendido ao longo da realização deste trabalho.

Aos meus pais, pelo voto de confiança e apoio incondicional que me deram. A força diária transmitida, garantindo o sucesso da realização desta dissertação.

A todos os meus amigos que de um modo ou de outro sempre me apoiaram fazendo com que esta etapa se torna-se mais fácil e agradável de percorrer.

palavras-chave

Resíduos sólidos urbanos, compostagem, resíduos orgânicos, EXTEND™

resumo

Nos últimos anos, a gestão e tratamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) tem vindo a assumir uma importância crescente. A contaminação da água, solo, ar e a ocupação de grandes áreas são alguns pontos negativos do destino final mais vulgar dos RSU. Os aterros não podem ser considerados como sendo o método mais eficiente para eliminar o RSU, visto que já existem várias técnicas disponíveis de tratamento que são mais eficazes e trazem menos impactos tanto a nível ambiental como económico.

A compostagem é uma técnica de operação de tratamento de RSU, que permite dar destino final aos resíduos orgânicos biodegradáveis. É uma operação onde ocorre decomposição biológica da matéria biodegradável, evitando a sua acumulação em aterro e devolve ao solo os nutrientes que este necessita, transformando este problema numa solução.

Com a realização deste trabalho pretende-se validar um modelo dinâmico já desenvolvido, através de dados experimentais. O modelo em causa foi concebido no software EXTEND™, que permite a resolução simultânea de equações diferenciais impostas no sistema, através de um conjunto de blocos ligados entre si, funcionando em ciclo.

Na realização do trabalho experimental foi dimensionado um compostor doméstico (pequena escala) e o material utilizado foi uma mistura de restos de resíduos orgânicos biodegradáveis (batata, cenoura, couve, alface, tomate, entre outros) para posterior obtenção de um composto estabilizado e com características favoráveis à fertilização de solos e crescimento de plantas.

Ao longo da experiência laboratorial foram efectuados três ensaios, e em cada um deles monitorizaram-se parâmetros, tais como, temperatura, teor em CO₂, humidade, sólidos voláteis e cinzas.

O produto obtido foi avaliado tendo em conta o valor da razão C:N e a produção de biomassa obtida nos testes de vaso efectuados, servindo como indicativo de fitotoxicidade.

keywords

Municipal solid waste, composting, organic waste, EXTENDTM

abstract

In recent years, the management and treatment of municipal solid waste (MSW) has become increasingly important. Contamination of water, soil, air and occupation of large areas are some downsides of the most common destination of MSW. Landfills can not be regarded as the most efficient method to eliminate the MSW, for there are already several techniques available treatment that are more effective carry less impact both environmentally and economically.

Composting is a technique of processing operations of MSW, which makes it possible to give final destination for the biodegradable organic waste. It is an operation where biodegradation occurs in biodegradable matter, while avoiding their accumulation in landfills and returns to the soil the nutrients it needs, making this problem a solution.

With this work aims to validate a dynamic model already developed by experimental data. The model in question was conceived in the EXTENDTM software, which allows the simultaneous solution of differential equations imposed on the system through a set of blocks linked together, operating cycle.

In carrying out experimental work has been designed a home composter (small scale) and the material used was a mixture of residual biodegradable organic waste (potatoes, carrots, cabbage, lettuce, tomato, etc.) to subsequently obtain a stabilized compound and features favorable to soil fertilization and plant growth.

During the laboratory experiment was conducted three tests, and each of them were monitored parameters such as temperature, CO₂ content, moisture, volatile solids and ash.

The product was evaluated in terms of C:N value and of biomass production obtained in tests carried vase, serving as an indicator of phytotoxicity.

Índice

Nomenclatura	vii
Capítulo 1. Introdução.....	1
1.1. Resíduos Sólidos Urbanos – visão geral	1
1.2. Gestão de Resíduos Urbanos Biodegradáveis (RUB)	2
1.3. Descrição do Propósito do Estudo	4
Capítulo 2. Fundamentos da Compostagem.....	7
2.1. Breve história da Compostagem	7
2.2. Definição de Compostagem	7
2.3. Factores que influenciam o Processo de Compostagem.....	10
2.4. Vantagens e Limitações da Compostagem.....	12
2.5. Compostagem doméstica.....	13
2.6. Tipos de compostores.....	14
2.7. Origem do Resíduo.....	19
2.7.1 Resíduos usados na compostagem	19
2.8. Composto	20
2.8.1 Verificação da Qualidade do Composto.....	21
2.8.2 Estabilização e Maturação do composto	21
2.8.3 Testes de Fitotoxicidade.....	22
2.8.4 pH.....	23
2.8.5 Humidade	23
2.8.6 Razão Ponderal C: N	23
2.9. Vantagens de aplicação do composto no solo	24
2.10. Rótulo ecológico	24
Capítulo 3. Fundamentos de Modelação	27
3.1. Modelação	27
3.1.1 Revisão Bibliográfica.....	28
3.1.1.1 Considerações gerais do equilíbrio térmico	29
3.1.1.2 Considerações do balanço mássico	31
3.1.1.3 Previsão de variáveis de estado	31
3.1.2 Degradação do substrato e expressões de energia biológica	32
3.1.2.1 Cinética da Compostagem.....	32
3.1.2.2 Factor de correcção de Temperatura	36
3.1.2.3 Teor inicial de sólidos voláteis biodegradáveis.....	37
3.2. Descrição geral do modelo.....	37
3.2.1 Cinética do Processo e do design do sistema	39
3.2.2 Necessidade de Oxigénio	40
3.2.3 Biodegradabilidade e Grau de Conversão	41
3.2.4 Balanço de mássico	41
3.2.4.1 Reagentes	42
3.2.4.2 Composição do ar de oxidação.....	42
3.2.4.3 Produtos.....	45
3.2.5 Balanço de energia e água.....	47
3.2.6 Modelo de compostagem	50
Capítulo 4. Material e Métodos.....	53

4.1.	O Resíduo	53
4.2.	Instalação laboratorial	56
4.3.	Metodologia.....	61
4.3.1	Plano Experimental	61
4.3.2	Monitorização da Fase Gasosa	62
4.3.3	Análise da Fase Sólida	62
Capítulo 5.	Resultados.....	65
5.1.	Apresentação e Discussão dos Resultados Obtidos Experimentalmente	65
5.1.1	Caracterização da mistura.....	65
5.1.2	Monitorização dos ensaios de Compostagem.....	67
5.1.2.1	Variação do teor em CO ₂ e O ₂ no gás de exaustão.....	68
5.1.2.2	Evolução da Temperatura.....	71
5.1.2.3	Humidade Relativa e Temperatura do gás de exaustão e do ar de alimentação ...	73
5.1.2.4	Produção de lixiviado e pH	74
5.1.3	Determinação das fórmulas empíricas.....	75
5.1.4	Breve Caracterização do produto final	76
5.1.5	Balanço Mássico.....	80
5.2.	Comparação dos resultados obtidos experiencialmente com os resultados obtidos por a aplicação do modelo	83
Capítulo 7.	Conclusão	95
	Referências bibliográficas	97
Anexo I –	Variação de caudal ao longo do tempo no Ensaio 1	III
Anexo II –	Variação de caudal ao longo do tempo no Ensaio 2	V
Anexo III –	Variação de caudal ao longo do tempo no Ensaio 3.....	VII
Anexo IV –	Cálculo do W _{VA} à entrada, ao longo do tempo no Ensaio 1	IX
Anexo V –	Cálculo do W _{VA} à saída, ao longo do tempo no Ensaio 1	XI
Anexo VI –	Cálculo do W _{VA} à saída, ao longo do tempo no Ensaio 2	XIII

Índice de figuras

FIGURA 1 - PRINCIPAIS MEDIDAS DE ACÇÃO A DESENVOLVER (APA, 2008).....	4
FIGURA 2 – TRANSFORMAÇÕES MICROBIOLÓGICAS E PERFIS DE TEMPERATURA E PH DURANTE A COMPOSTAGEM (MARIA MARTINHO <i>ET AL.</i> , 2000).....	9
FIGURA 3 – COMPOSTOR DUPLO (FONTE: ESCOLA SUPERIOR DE BIOTECNOLOGIA – UNIVERSIDADE CATÓLICA PORTUGUESA).....	15
FIGURA 4 – COMPOSTOR DE MADEIRA (FONTE: ESCOLA SUPERIOR DE BIOTECNOLOGIA – UNIVERSIDADE CATÓLICA PORTUGUESA)	16
FIGURA 5 – COMPOSTOR MILKO (FONTE: ALMOVERDE ECOLOGIA)	16
FIGURA 6 – COMPOSTOR ECO (FONTE: ALMOVERDE ECOLOGIA).....	17
FIGURA 7 – COMPOSTOR RAPID (FONTE:ALMOVERDE ECOLOGIA)	17
FIGURA 8 – COMPOSTOR THERMO KING (FONTE: ALMOVERDE ECOLOGIA)	17
FIGURA 9 - GARDEN COMPOSTER 200 (FONTE: WWW.EMWPSUPPLY.COM/NEWPRODUCTS.ASPX)....	18
FIGURA 10 – GARDEN COMPOSTER 400 (FONTE: WWW.EMWPSUPPLY.COM/NEWPRODUCTS.ASPX) .	18
FIGURA 11 – GARDEN COMPOSTER 600 (FONTE: WWW.EMWPSUPPLY.COM/NEWPRODUCTS.ASPX) .	19
FIGURA 12 – DIAGRAMA GENERALIZADO CAUSA-EFEITO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM (NEVES, 2007).....	38
FIGURA 13 – ASPECTO GERAL DO MODELO DESENVOLVIDO POR NEVES (2007).....	50
FIGURA 14 – MISTURA DE RESÍDUO A INTRODUIR NO COMPOSTOR	54
FIGURA 15 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA INTERNA DO COMPOSTOR	58
FIGURA 16 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO EXTERIOR DO COMPOSTOR	58
FIGURA 17 – ALGUMAS FOTOGRAFIAS DO SISTEMA DE COMPOSTAGEM DIMENSIONADO	59
FIGURA 18 – FOTOGRAFIA DO COMPOSTOR COM ISOLAMENTO.....	59
FIGURA 19 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA UNIDADE DE MONITORIZAÇÃO DE CO ₂	60
FIGURA 20 – IMAGENS DOS APARELHOS UTILIZADOS.....	61
FIGURA 21 - MISTURA ORGÂNICA UTILIZADA NESTE TRABALHO	65
FIGURA 22 – VARIAÇÃO DO TEOR DE CO ₂ AO LONGO DO TEMPO DE PROCESSAMENTO NOS ENSAIOS 1, 2 E 3.....	68
FIGURA 23 – VARIAÇÃO DO TEOR DE CO ₂ NO GÁS DE EXAUSTÃO E DO CAUDAL DE ALIMENTAÇÃO DO LADO ESQUERDO DA FIGURA E DO LADO DIREITO VARIAÇÃO DE CO ₂ E O ₂ NO GÁS DE EXAUSTÃO AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM NOS TRÊS ENSAIOS	69
FIGURA 24 – VARIAÇÃO DA TEMPERATURA EM CADA ENSAIO AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM	71
FIGURA 25 – VARIAÇÃO DA HUMIDADE RELATIVA CONTIDA NO GÁS DE EXAUSTÃO (SAÍDA) E NO AR DE ALIMENTAÇÃO DO COMPOSTOR (ENTRADA) COM A RESPECTIVA VARIAÇÃO DE TEMPERATURA	73
FIGURA 26 – VARIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE LIXIVIADO AO LONGO DO PROCESSO	74
FIGURA 27 – VARIAÇÃO DO PH AO LONGO DO PROCESSO	75
FIGURA 28 – ASPECTO DO PRODUTO FINAL	77
FIGURA 29 – CONDUÇÃO DE CALOR ATRAVÉS DE UMA PAREDE PLANA (COULSON <i>ET AL.</i> , 2004).....	84
FIGURA 30 – CONDUÇÃO DE CALOR ATRAVÉS DE UMA PAREDE COMPOSTA (COULSON <i>ET AL.</i> , 2004).....	85
FIGURA 31 – EVOLUÇÃO DA TEMPERATURA AO LONGO DO TEMPO PARA O ENSAIO 1	88
FIGURA 32 – EVOLUÇÃO DO TEOR DE CO ₂ AO LONGO DO PROCESSO DO ENSAIO 1	89
FIGURA 33 – EVOLUÇÃO DA TEMPERATURA AO LONGO DO PROCESSO PARA O ENSAIO 2	90
FIGURA 34 – EVOLUÇÃO DO TEOR EM CO ₂ AO LONGO DO PROCESSO NO ENSAIO 2.....	91

Índice de tabelas

TABELA 1 - LIMITES DE DEPOSIÇÃO DE RUB EM ATERRO (APA, 2008 E REA, 2005)	4
TABELA 2 – PROBLEMAS E CAUSAS NA COMPOSTAGEM DOMÉSTICA	12
TABELA 3 – MATERIAIS A COMPOSTAR E A NÃO COMPOSTAR	20
TABELA 4- INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS DA PRODUÇÃO RELATIVA (%), DE ACORDO COM PROPOSTA DE	22
TABELA 5 - CRITÉRIOS PARA ATRIBUIÇÃO A COMPOSTOS DO RÓTULO ECOLÓGICO EUROPEU DE ACORDO COM A	25
TABELA 6 - APRESENTAÇÃO GERAL DOS MODELOS DE COMPOSTAGEM (MASON, 2006)	29
TABELA 7 - COMPONENTES DO BALANÇO DE ENERGIA NOS MODELOS DE COMPOSTAGEM (MASON, 2006).....	30
TABELA 8 – LISTA DE ESTUDOS ENCONTRADOS NA LITERATURA QUE UTILIZARAM A CINÉTICA DE PRIMEIRA ORDEM, TIPO MONOD, TIPO GOMPERTZ OU OUTRAS EQUAÇÕES PARA DESCREVER A CINÉTICA DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM ADOPTADA DE <i>BAPTISTA</i> (2009). A ÚLTIMA LINHA DA TABELA REFERE-SE AO NÚMERO TOTAL DE ESTUDOS REFERIDOS EM CADA COLUMNA.....	35
TABELA 9 – LISTA DAS FUNÇÕES ENCONTRADAS NA LITERATURA PARA DESCREVER A DEPENDÊNCIA DA TAXA DE COMPOSTAGEM EM FUNÇÃO DA TEMPERATURA. TODOS OS PARÂMETROS NÃO DESCRITOS SÃO EMPÍRICOS. (ADOPTADA POR BAPTISTA, 2009).....	36
TABELA 10 – VALORES TÍPICOS DE BIODEGRADABILIDADE PARA ALGUNS COMPONENTES DOS RSU (MATOS ET AL, 2003)	41
TABELA 11 – CONSTANTES E VARIÁVEIS UTILIZADAS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM PARA APLICAÇÃO NO MODELO	51
TABELA 12 – DADOS IMPORTANTES PARA O CÁLCULO DA MASSA A INTRODUIR NO COMPOSTOR ..	54
TABELA 13 – COMPOSIÇÃO DA MISTURA USADA NO ENSAIO 1	55
TABELA 14 – COMPOSIÇÃO DA MISTURA USADA NO ENSAIO 2.....	55
TABELA 15 – COMPOSIÇÃO DA MISTURA USADA NO ENSAIO 3.....	56
TABELA 16 – PARÂMETROS E TÉCNICAS DE ANÁLISE DA FASE SÓLIDA.....	64
TABELA 17 – CARACTERIZAÇÃO DA MISTURA INICIAL DO ENSAIO 1	66
TABELA 18 – CARACTERIZAÇÃO DA MISTURA INICIAL DO ENSAIO 2	66
TABELA 19 – CARACTERIZAÇÃO DA MISTURA INICIAL DO ENSAIO 3	67
TABELA 20 – FÓRMULAS EMPÍRICAS OBTIDAS PARA O RESÍDUO E PARA O COMPOSTO NOS DIFERENTES ENSAIOS	76
TABELA 21 – CARACTERIZAÇÃO DO PRODUTO FINAL	77
TABELA 22 – RESULTADOS DO ÍNDICE DE GERMINAÇÃO OBTIDOS ATRAVÉS DO TESTE DE VASO.....	78
TABELA 23 – RESULTADOS DO GRAU DE CONVERSÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA	79
TABELA 24 – ANÁLISE DO CUMPRIMENTO DOS CRITÉRIOS PARA ATRIBUIÇÃO DO RÓTULO ECOLÓGICO	80
TABELA 25 – RESUMO DOS RESULTADOS PARA O CÁLCULO DO BALANÇO MÁSSICO NO ENSAIO 1 ..	83
TABELA 26 – CONSTANTES E VARIÁVEIS UTILIZADAS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM PARA O ENSAIO 1	86
TABELA 27 – CONSTANTES E VARIÁVEIS UTILIZADAS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM PARA O ENSAIO 2.....	86
TABELA 28 – DESCRIÇÃO DOS DIFERENTES CENÁRIOS.....	87
TABELA 29 – TABELA RESUMO COM OS VALORES OBTIDOS NO MODELO DEPENDENDO DE CADA CENÁRIO.....	92

Nomenclatura

$(-R_R), (-R_{O_2})$	Taxa de decomposição do substrato e a taxa de consumo de oxigénio	$[\text{kg}_R \cdot \text{dia}^{-1}]$, $[\text{kmol}_{O_2} \cdot \text{dia}^{-1}]$
$\overline{cp_i}$	Calor específico médio a pressão constante do gás i, com $i = N_2, O_2, CO_2, H_2O, NH_3, H_2S$ referido a T^0	$[\text{J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}]$
E_{Ac}	Energia acumulada em cada carga de resíduos	$[\text{kJ}]$
H_s, W_{wR}	Teor de humidade com base no peso seco e molhado dos materiais, respectivamente	$[\text{kg}_{H_2O} \cdot \text{kg}_R^{-1}]$
h_{wv}	Calor latente de vaporização de água em T^0	$[\text{kJ} \cdot \text{kg}_{H_2O}^{-1}]$
k_{55}	Taxa constante de reacção do processo de compostagem a 55°C	$[\text{dia}^{-1}]$
LHV_a ou PCI_a	Poder calorífico inferior de a, com $a = R_0, R_e$ (composto seco), H_2S e NH_3	$[\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}]$
m_{Ac}	Massa de água acumulada em cada carga de resíduos	$[\text{kg}_{H_2O}]$
M_j, M_i	Peso molecular do elemento j e do composto i, respectivamente, com $j = C, N, S, H_2$ e $i = N_2, O_2, CO_2, H_2O, NH_3, H_2S$	$[\text{kg}_j \cdot \text{kmol}_j^{-1}]$, $[\text{kg}_i \cdot \text{kmol}_i^{-1}]$
m_{O_2}	Contribuição mássica instantânea de oxigénio estequiométrico	$[\text{kmol}_{O_2}]$
m_R	Massa real seca do material de compostagem no instante t	$[\text{kg}_R]$
m_{R0}	Massa inicial de resíduos secos	$[\text{kg}_{R0}]$, $[\text{kg}_{R0} \cdot \text{dia}^{-1}]$
m_{Re}	Massa seca não biodegradável, para um período de tempo da ordem de t_i	$[\text{kg}_C]$
m_{Rg}	Massa seca gaseificada de resíduos para o funcionamento do sistema no estado estacionário	$[\text{kg}_{Rg}]$
m_{sj}	Oxidação estequiométrica do coeficiente do elemento j, com $j = C, N, S, H_2$	$[\text{kmol}_{O_2} \cdot \text{kmol}_j^{-1}]$
M_{SR}, M_A	Contribuição mássica de oxigénio estequiométrico e oxigénio real	$[\text{kmol}_{O_2} \cdot \text{kg}_R^{-1}]$
NE	Taxa de saída de energia associada aos gases de combustão de compostagem	$[\text{kJ} \cdot \text{dia}^{-1}]$
NG	Taxa de produção de energia através da oxidação biológica	$[\text{kJ} \cdot \text{dia}^{-1}]$
NI	Taxa de entrada de energia associada à entrada de ar ambiente	$[\text{kJ} \cdot \text{dia}^{-1}]$
NU	Taxa de transferência de energia entre os materiais de compostagem e o exterior	$[\text{kJ} \cdot \text{dia}^{-1}]$
$n_{H_2O}^v$	Quantidade de água nos gases de combustão por massa de resíduos degradados	$[\text{kmol}_{H_2O} \cdot \text{kg}_R^{-1}]$
p_{vs}	Pressão de vapor de Saturação de na T_R	$[\text{Pa}]$
T^0	Temperatura de referência	$[\text{K}]$
T_R, T_1	Compostagem de materiais de temperatura e temperatura do ar ambiente ($= 298 \text{ K}$)	$[\text{K ou } ^\circ\text{C}]$
t_i	Tempo Processamento	$[\text{dia}]$
V_c	Volume necessário do sistema de compostagem	$[\text{m}^3]$
W_a	Razão mássica actual de oxigénio de combustão	$[\text{kg}_{O_2, \text{actual}} \cdot \text{kg}_R^{-1} \text{ bs}]$
w_{CR}	Fracção mássica de carbono no resíduo em base seca	$[\text{kg}_{\text{carbono}} \cdot \text{kg}_R^{-1}]$
w_{HR}	Fracção mássica de hidrogénio no resíduo em base seca	$[\text{kg}_{\text{hidrogénio}} \cdot \text{kg}_R^{-1}]$
w_{iH}	Fracção mássica do componente i numa mistura H em btq	$[\text{kg}_i \cdot \text{btq} \cdot \text{kg}_H^{-1} \text{ btq}]$

w_{iR}	Fracção mássica do componente i bs numa mistura R em base seca	$[kg_i \text{ bs} \cdot kg_R^{-1} \text{ bs}]$
w_j, w'_j	Fracção mássica do elemento j no resíduo seco (R_0) e composto seco (R_c), respectivamente, com $j = C, H, O, N, S$	$[kg_j \cdot kg_{R0}^{-1}]$
w_{ji}	Fracção mássica do elemento químico j no componente i em base seca	$[kg_j \cdot kg^{-1} i \text{ bs}]$
w_{jR}	Fracção mássica do elemento químico j numa mistura em bs	$[kg_j \cdot kg_R^{-1} \text{ bs}]$
w_{NR}	Fracção mássica de azoto no resíduo em base seca	$[kg_{\text{nitrogénio}} \cdot kg_R^{-1}]$
w_{OR}	Fracção mássica de oxigénio no resíduo em base seca	$[kg_{\text{oxigénio}} \cdot kg_R^{-1}]$
W_s	Razão mássica estequiométrica de oxigénio de combustão	$[kg_{O2, \text{esteq}} \cdot kg_R^{-1} \text{ bs}]$
w_{SR}	Fracção mássica de enxofre no resíduo em base seca	$[kg_{\text{enxofre}} \cdot kg_R^{-1}]$
W_{VA}	Razão mássica da humidade no ar de combustão	$[kg_{H2O} \cdot kg_A^{-1} \text{ bs}]$
w_{Wi}	Fracção mássica da humidade no componente i em base tal e qual	$[kg_{H2O} \cdot kg^{-1} i \text{ btq}]$
w_{ZR}	Fracção mássica de cinza no resíduo em base seca	$[kg_{\text{cinza}} \cdot kg_R^{-1}]$
y_{iA}	Fracção molar do componente i no ar de incineração	$[kmol_i / kmol_A \text{ seco}]$
z	Excesso de ar de combustão	$[-]$
ρ_R	Densidade dos materiais de compostagem	$[kg_R \cdot m_R^{-3}]$

H = Mistura de resíduos em base tal e qual (btq)

R = Mistura de resíduos em base seca (bs)

W = Água líquida

V = Vapor de água

A = Ar atmosférico

C = Composto em base seca

btq = base tal e qual

bs = base seca

bssc = base seca sem cinzas

i = $N_2, O_2, CO_2, H_2O, NH_3, H_2S$

Capítulo 1. Introdução

1.1. Resíduos Sólidos Urbanos – visão geral

Desde as sociedades primitivas, os homens e os animais usaram os recursos da terra para viver, tendo desde então produzido resíduos. Porém, durante muito tempo, a deposição dos resíduos, não levantava problemas significativos, uma vez que tinham apenas origem doméstica e artesanal, e porque os aglomerados populacionais eram pequenos e a terra disponível para assimilar e digerir os resíduos era imensa (Pita, 2002).

Os problemas com os resíduos surgiram com a aglomeração das pessoas em tribos e sua fixação em aglomerados (aldeias, vilas e cidades) e com o aumento da diversidade das actividades, passando-se a produzir muito mais resíduos e com características e origens muito diferenciadas, podendo apresentar constituintes com alguma perigosidade.

Nos termos previstos no Decreto-Lei n.º 178/2006, de 5 de Setembro, e em conformidade com a lista de resíduos da União Europeia, um “resíduo” é qualquer substância ou objecto de que o detentor se desfaz ou tem intenção ou obrigação de se desfazer.

A produção de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) continua a desempenhar um papel importante na sociedade onde o consumismo é cada vez mais evidente, a quantidade de resíduos sólidos urbanos produzidos é muito variável e depende de um grande número de parâmetros. Existe um conjunto de factores de natureza física, social e individual, económica e tecnológica, legal que condicionam a natureza e a quantidade de resíduos num dado espaço (local) e num dado instante (tempo). Essa quantidade produzida depende basicamente do nível de vida da população, da época do ano, do clima, dos fins-de-semana, entre outros. Para que haja resolução deste problema é necessário apelar à consciência da população em geral, para que seja confrontada com o que sucede aos resíduos que produz diariamente sem se preocupar com a sua separação adequada, ou com as consequências dos seus actos, muitas vezes, descuidados. Para que isto aconteça, é crucial que a população tenha acesso a informação e a sensibilização para estas questões de modo a diminuir os seus hábitos de consumo.

Perante a diversificada da composição dos resíduos, onde se podem encontrar resíduos biodegradáveis (matéria orgânica) e resíduos não biodegradáveis (vidro, plástico, borracha, etc.), o Homem debate-se agora com o destino correcto e seguro a dar à quantidade exagerada de resíduos que produz, para evitar que estes entrem em processo de degradação e contaminem o Ambiente, acarretando-lhe não só problemas ambientais como também problemas para a saúde pública, ou

seja, é necessária a implementação de uma gestão adequada dos resíduos, como forma de conservar o Ambiente e, consequentemente, a saúde pública.

Os resíduos são produzidos em quase todas as actividades que caracterizam a vida, em geral, e são resultado da utilização dos bens e recursos disponíveis, sejam eles naturais ou artificiais. De acordo com a sua origem consideram-se resíduos sólidos urbanos (RSU) os resíduos produzidos em qualquer espaço urbano e que são gerados pela actividade humana nas tarefas do seu dia-a-dia, e se deitam fora por serem inúteis ou indesejados (Pita, 2002).

Nos resíduos urbanos consideram-se compreendidos os resíduos domésticos bem como os resíduos provenientes de estabelecimentos comerciais e do sector de serviços e outros resíduos que, pela sua natureza ou composição, sejam semelhantes aos resíduos domésticos.

Os resíduos domésticos, encontram-se incluídos nos RSU, ou seja, são todos os resíduos de base fermentável ou biodegradável (matéria orgânica), provenientes das nossas habitações, ou similares (cafés, restaurantes, cantinas, etc.), muito embora, actualmente, um terço destes, sejam compostos por embalagens de papel, vidro, plástico, dado o aumento cada vez maior do consumo de produtos embalados e de alimentos pré-confeccionados, o que reflecte, claramente, os hábitos de consumo da sociedade actual, que encara o consumo como um dever do cidadão (Pichat, 1995).

1.2. Gestão de Resíduos Urbanos Biodegradáveis (RUB)

No âmbito da gestão de resíduos, foram elaborados alguns planos de gestão, como por exemplo, o Plano Estratégico de Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU II) que surgiu pela necessidade do cumprimento de metas comunitárias em relação à deposição de resíduos biodegradáveis em aterro – estabelecidas pelo Decreto-Lei n.º 152/2002 de 23 Maio, que foi revogado recentemente pelo Decreto-Lei 183/2009 de 10 Agosto, que estabelece o regime jurídico da deposição de resíduos em aterro, as características técnicas e os requisitos a observar na concepção, licenciamento, construção, exploração, encerramento e pós-encerramento de aterros, transpondo para a ordem jurídica interna a Directiva n.º 1999/31/CE, do Conselho, de 26 de Abril, relativa à deposição de resíduos em aterros, alterada pelo Regulamento (CE) n.º 1882/2003, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 29 de Setembro, aplica a Decisão n.º 2003/33/CE, de 19 de Dezembro de 2002 – e pela necessidade de aumentar de forma significativa os quantitativos de materiais a recuperar para reciclagem ou outras formas de valorização. Na tecnologia de valorização energética aplicada aos resíduos (incineração ou co-incineração) as normas de emissão estão estabelecidas pelo Decreto-Lei n.º 85/2005. Assim, o PERSU II permitiu clarificar em termos de metas, e tem por base algumas estratégias, tais como:

✓ **Estratégia Nacional para a Redução de Resíduos Urbanos Biodegradáveis depositados em Aterro (ENRRUBDA)** – evidencia a necessidade de uma gestão correcta dos resíduos urbanos biodegradáveis, uma vez que estes representam cerca de 60% dos resíduos urbanos produzidos. Esta estratégia fundamenta-se na promoção da reciclagem orgânica, através da compostagem e digestão anaeróbia. Para isso, é necessário que sejam aumentados e desenvolvidos sistemas de recolha selectiva da fracção orgânica de resíduos sólidos urbanos, devendo recolher-se até 2006 cerca de 10% dos resíduos orgânicos produzidos em 2002 e aumentar esse valor até 2016 de forma a que nesse ano, seja recolhida selectivamente e devidamente reciclada a totalidade dos resíduos sólidos urbanos produzidos.

✓ **Estratégia Nacional para compras Públicas Ecológicas** – refere-se ao período de 2008/2010, que visa a integração progressiva de critérios ambientais nos processos de contratação pública de aquisição de bens, prestação de serviços e empreitadas, tendo em vista a identificação e possível escolha de produtos ou serviços com melhor desempenho ambiental, garantido a redução dos impactes ambientais associados ao consumo de bens ou serviços pelas entidades públicas.

✓ **Estratégia Temática na Prevenção e Reciclagem de Resíduos** – descreve os meios que permitirão melhorar a gestão de resíduos. Tem por finalidade diminuir os impactes ambientais negativos gerados pelos resíduos ao longo do seu ciclo de vida, desde o momento que são introduzidos no mercado até à sua eliminação, passando pela reciclagem. Os seus principais objectivos são limitar a produção de resíduos e promover a sua reutilização, reciclagem e valorização, sendo estes integrados numa abordagem assente no impacte ambiental e no ciclo de vida dos recursos.

Devido a necessidade de minimizar a deposição de RUB em aterro, não só para diminuir a ocupação de volume em aterro e a produção de biogás, odores e lixiviados e consequentes impactes, começou-se por encarar os resíduos produzidos como recursos, o que levou ao estabelecimento da Estratégia Nacional para a Redução dos RUB Destinados aos Aterros (ENRRUBDA), apresentada em 2003. Esta estratégia impõe metas quantitativas a alcançar em 2006, 2009 e 2016, indicadas na tabela 1 (APA, 2008)

Tabela 1 - Limites de deposição de RUB em aterro (APA, 2008 e REA, 2005)

Data	%Admissível (*)	Quantidade admissível (x 10 ⁶ ton)
Janeiro 2006	75	1,6
Janeiro 2009	50	1,0
Janeiro 2016	35	0,7

(*) em peso, relativamente ao quantitativo de RUB produzidos em 1995)

A ENRUBDA estabelece princípios orientadores como recolha selectiva da matéria orgânica, a construção de novas unidades de valorização, optimização de unidades já existentes, produção gradual de composto a partir da recolha selectiva de matéria orgânica, garantia da qualidade do composto, e como já foi referido anteriormente minimização de deposição de RUB em aterro.

Na figura seguinte encontra-se esquematizado as principais medidas de acção a desenvolver (APA, 2008):

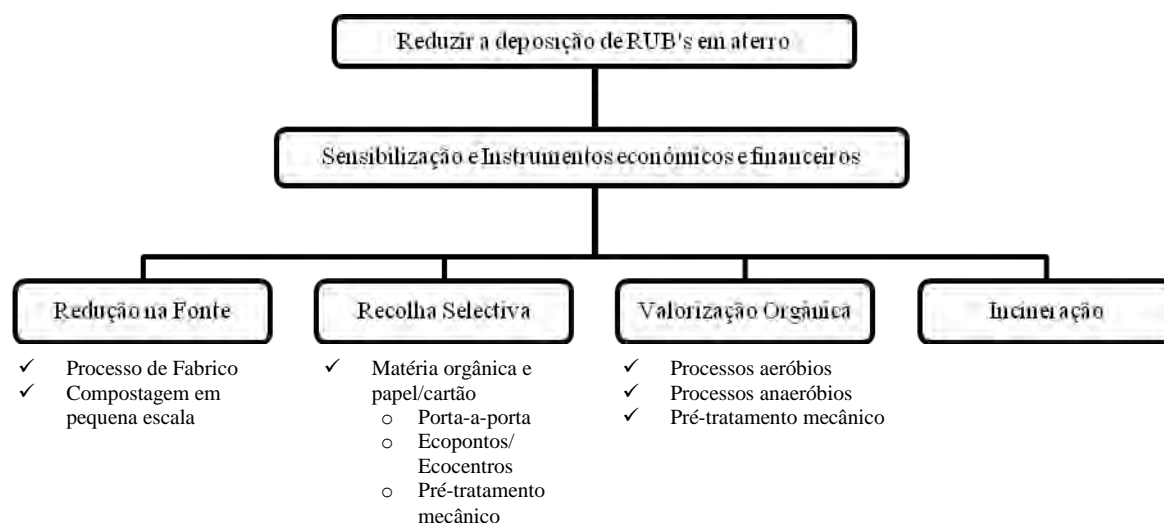


Figura 1 - Principais medidas de acção a desenvolver (APA, 2008)

1.3. Descrição do Propósito do Estudo

O processo de compostagem aplicado ao tratamento de resíduos biodegradáveis em materiais é uma das formas mais adequadas para melhorar o desempenho ambiental dos resíduos sólidos urbanos (RSU) de sistema de gestão.

O interesse da compostagem está relacionada com a simplicidade do processo de execução, o baixo custo dos equipamentos necessários ao funcionamento, bem como o elevado grau de sanitização que garante ao composto.

No âmbito da gestão de Resíduos Urbanos Biodegradáveis (RUB), a compostagem tem um papel fundamental para os objectivos gerais de minimização da produção de RSU e do aumento da valorização orgânica. Através de alguns estudos, verificou-se que existem alguns países europeus que já adquiriram práticas que desviam os RUB dos seus itinerários tradicionais, por exemplo, no Reino Unido, aproximadamente 15% da população realiza compostagem doméstica.

Nos tempos que correm, não existe uma grande variedade a nível de compostores domésticos e a configuração dos que existem não são capazes de satisfazer a exigências dos parâmetros de controlo da operação. Assim, a simulação matemática pode gerar uma nova concepção de um equipamento com as características apropriadas, que o tornem mais atractivo ao utilizador doméstico, sob o ponto de vista da sua utilização e qualidade do produto final.

A simulação de um processo de compostagem com vista ao dimensionamento de certos elementos de um sistema de compostagem não se pode confinar apenas à operação de equipamentos em estado estacionário, visto vez que a grande parte dos parâmetros do processo apresentam uma evolução temporal, que pela formulação matemática designadamente em termos de equações de energia e continuidade, tem de ser executada na forma diferencial em ordem ao tempo.

O presente trabalho tem dois objectivos: i) conceber um compostor doméstico para tratar a fracção biodegradável dos resíduos sólidos urbanos; ii) e a partir da sua operação gerar informação para a validação experimental de um modelo de simulação dinâmica, implementado no software EXTENDTM.

São diversas as ferramentas matemáticas em suporte informático que permitem a simulação dinâmica de sistemas utilizando o software EXTENDTM, que oferece uma visualização gráfica intuitiva da estrutura do modelo e uma grande flexibilidade no que diz respeito ao estabelecimento de análises de sensibilidade para diferentes modelos e parâmetros.

Os modelos dinâmicos pretendem entender como evolui um sistema ao longo do tempo, atendendo a que é um factor bastante importante a ser considerado quando se analisa um processo de compostagem, uma vez que quase todas as variáveis presentes estão directamente relacionadas com a sua evolução (Neves, 2007).

Relativamente ao segundo objectivo, ii), vai-se apresentar um modelo dinâmico de compostagem baseado no dimensionamento de um equipamento de compostagem (compostor) de forma a confrontar os dados obtidos experimentalmente com os dados de modelação que o modelo já desenvolvido nos proporciona, uma vez que foi concebido de forma a avaliar o desempenho das unidades de pequena dimensão aplicadas a compostagem doméstica. Os dados obtidos experimentalmente vão dar suporte à validação do modelo dinâmico de processo de compostagem.

Capítulo 2. Fundamentos da Compostagem

2.1. Breve história da Compostagem

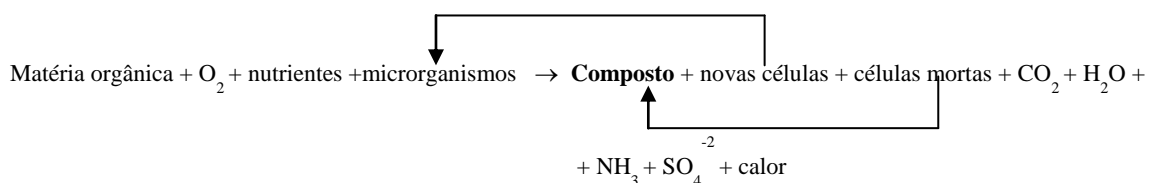
A compostagem não é um processo recente, uma vez que existem registos acerca da compostagem que datam de há mais de 2000 anos na China. Era uma forma de corrigir os nutrientes no solo e de melhorar as colheitas. Nas zonas rurais existia muitas vezes locais onde eram depositados as folhas e outros resíduos das colheitas para a formação de composto que era posteriormente utilizado para fertilizar os solos. Mesmo com o surgimento dos fertilizantes químicos, este tipo de fertilizante era preferido.

Antes de todo o desenvolvimento industrial a que se assistiu nos últimos séculos, era feito um reaproveitamento de quase todos os resíduos. A quantidade que era de facto lançada para o ambiente era reduzida. Com o desenvolvimento industrial e com o surgimento de novos compostos, muitos deles não biodegradáveis, a compostagem começou a ser posta de lado. Para além disso, não era prático fazer a compostagem em locais de grande densidade populacional devido aos cheiros criados e às próprias condições de habitação que não proporcionam a existência de pilhas de compostagem. Ainda a acrescentar que este é um processo relativamente longo e como tal acabou por ser descartado.

Mas uma preocupação crescente com o meio ambiente fez com que se procurassem formas eficazes e não prejudiciais ao ambiente de reduzir os resíduos sólidos produzidos quer a nível doméstico quer a nível industrial. E a compostagem voltou a surgir como uma forma biologicamente amigável de reduzir e reutilizar os compostos orgânicos. Assim começa agora a ser utilizada novamente, inclusive a nível doméstico, com a utilização do composto final na fertilização de jardins e pequenas hortas familiares, tal como a nível industrial com a diminuição da quantidade de resíduos a serem depositados em aterros e a diminuição dos riscos para a saúde que poderiam advir de um não tratamento destes resíduos.

2.2. Definição de Compostagem

Com excepção dos plásticos, borracha e entre outros resíduos, pode admitir-se que a fracção orgânica dos RSU é constituída por proteínas, aminoácidos, lipídios, carboidratos, celulose, lignina e cinzas. Em condições controladas, se este material for sujeito a decomposição aeróbia por microrganismos, origina um produto final orgânico estável, designado por **composto**. Este processo pode ser representado pela seguinte expressão:



Os principais objectivos da compostagem são:

- 1) Reduzir a quantidade de RU a enviar para aterro;
- 2) Transformar a matéria orgânica biodegradável em matéria biologicamente estável e reduzir o volume original dos resíduos;
- 3) Destruir as bactérias patogénicas, insectos e outros organismos presentes nos RSU; garantindo que a totalidade da massa de compostagem atinja a completa higienização;
- 4) Reter a quantidade máxima de nutrientes (nitrogénio, fosfatos e potássio);
- 5) Produzir um produto (composto) que pode ser usado como fertilizante dos solos.

Segundo Fernando Pita (2002), pode definir-se o processo de compostagem como uma decomposição biológica de matéria orgânica sob condições, nomeadamente de arejamento, que permitam a obtenção de um produto final suficientemente estável para a aplicação no solo sem quais quer efeitos ambientais adversos, obtendo-se como subprodutos principalmente dióxido de carbono, água e calor. A taxa de arejamento deve permitir manter o nível do oxigénio acima de 5%, necessário aos processos biológicos. Em termos de decomposição orgânica a compostagem aeróbia é mais eficiente que a digestão anaeróbia, não produzindo odores desagradáveis, sendo ainda caracterizada por elevadas temperaturas, necessárias a uma correcta higienização.

Sendo a compostagem um processo biológico, os principais microrganismos que se podem encontrar são bactérias, fungos, actinomicetos, protozoários e vírus. Apenas os três primeiros têm um papel importante na compostagem. Os dois últimos grupos aparecem em muito menor quantidade e não têm qualquer papel construtivo no processo de compostagem, sendo necessário garantir as condições para a sua destruição, dado o seu elevado potencial de transmissão de doenças. Os microrganismos ofensivos, que podem provocar doenças, são designados por microrganismos patogénicos. O principal mecanismo de destruição destes microrganismos nos processos de compostagem é a manutenção da temperatura entre 50 a 65°C durante algumas dezenas de minutos (Pita, 2002).

A compostagem pode ser descrita relacionando a actividade biológica com a temperatura durante o processo. Ela é constituída por duas fases: fase mesofílica e fase termofílica (figura 2) Inicia-se o processo de decomposição dos resíduos mais facilmente degradáveis na fase mesofílica.

e como resultado da libertação de energia sob a forma de calor ocorre aumento da temperatura sobretudo no centro da pilha, atingindo-se valores entre 30 e 40°C. Acima dos 40°C a actividade microbiológica mesofílica é gradualmente substituída pela termofílica, continuando a temperatura a aumentar, atingindo-se aproximadamente 60°C. O aumento da temperatura é consequência da decomposição biológica resultante da actividade aeróbia dos microrganismos, aliada à característica “isolante-térmica” da matéria orgânica. Na fase termofílica a matéria orgânica é totalmente degradada, com excepção da celulose e lenhina.

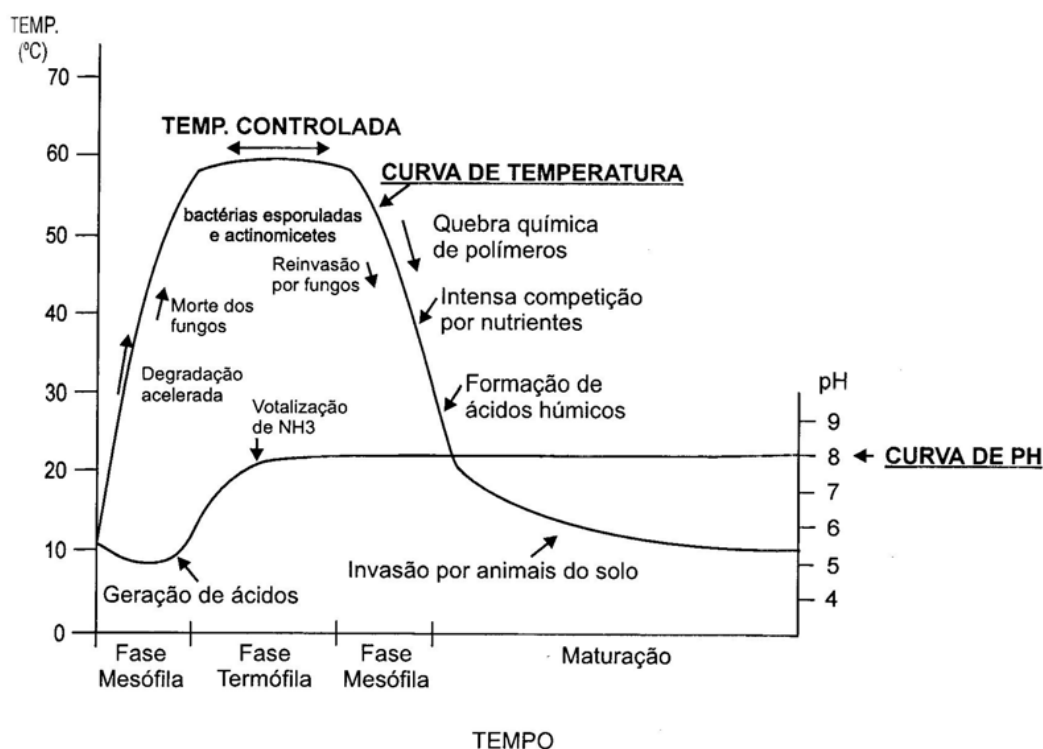


Figura 2 – Transformações microbiológicas e perfis de temperatura e pH durante a compostagem (Maria Martinho *et al.*, 2000).

Nos processos de compostagem modernos, deve existir um controlo da temperatura de modo a mantê-la o mais possível na fase termofílica durante toda a fase de degradação. Deste modo, aumenta-se a taxa de decomposição da matéria orgânica; ocorre a inactivação de microrganismos patogénicos e ocorre a eliminação de sementes e larvas de insectos.

Verifica-se que no processo de compostagem a temperatura inicialmente aumenta exponencialmente atingindo um máximo de cerca de 60 a 70°C, ao fim de 1 a 3 semanas, dependendo das características da matéria orgânica e do método utilizado, diminuindo de seguida até atingir a temperatura ambiente. O aumento da temperatura é causado pelas reacções exotérmicas associadas com o metabolismo respiratório. Nas medas e nos sistemas fechados de

compostagem o controlo da temperatura pode ser realizado através da injeção de ar, promovendo assim diminuição na temperatura de cerca de 5 a 10°C. Porém passadas algumas horas ela volta novamente a subir, podendo facilmente atingir os 80°C, o que é prejudicial para o processo, pois pode traduzir-se no desaparecimento da população termofílica.

O fim do processo de compostagem é indicado pela diminuição da temperatura do composto, até se atingir a temperatura ambiente. Porém, a estabilização do composto é apenas atingida num estágio subsequente, a maturação. Nesta fase o composto deve ser transferido para maturação, onde poderá permanecer mais cerca de dois meses, dando-se assim continuação à degradação dos produtos mais resistentes, contribuindo para a eliminação de alguns patogénicos remanescentes. Durante esta fase os fungos e os actinomicetos tornam-se grupos dominantes, dando continuidade à degradação das substâncias mais resistentes como a celulose e lenhina, promovendo a libertação elementos químicos como o nitrogénio, fósforo, cálcio e magnésio que passam à forma de nutrientes minerais, disponíveis para as plantas. Para ser denominado de composto e recomendado para uso como fertilizante orgânico, o produto final dever ser estabilizado até atingir a humificação.

O composto é um material tipo “húmus”, bioquimicamente estável, constituído por matéria orgânica, mineral e cerca de 40% de água, com pH neutro ou pouco alcalino. Este produto pode também resultar da decomposição anaeróbia, no entanto da decomposição aeróbia resulta a vantagem da esterilização pelo calor e da anaeróbia resulta um composto mais alcalino e de menor conteúdo em nitrato (Pita, 2002).

2.3. Factores que influenciam o Processo de Compostagem

Os principais factores condicionantes no controlo da operação de compostagem são todos aqueles que afectam directamente ou indirectamente o metabolismo dos microrganismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica e a sua transformação num produto estável e rico em substâncias húmicas.

Para que a actividade microbiana se desenvolva em condições desejáveis, deverão ser considerados os seguintes aspectos:

- ✓ **Tamanho das partículas orgânicas** – deverá estar compreendido entre 3 e 7 cm, de acordo com a utilização do produto final;
- ✓ **Razão Ponderal C: N do resíduo a ser compostado** – deve estar compreendida entre 20 e 30:1 se:
 - C: N for muito superior a 30:1, o crescimento dos microrganismos (e consequentemente a degradação dos resíduos) é atrasado pela falta de azoto;

- C: N for muito baixa, o excesso de azoto acelera o processo de decomposição, com um consumo mais rápido do oxigénio, podendo levar à criação de zonas aeróbias no sistema; o excesso de azoto é libertado na forma de amónia, provocando maus odores e produção de um composto mais pobre em azoto e por isso menos valioso em termos comerciais;
- ✓ **Inoculação** – um arranque mais rápido e um tempo global inferior podem ser conseguidos juntando 1:5 a 1:10 de resíduos parcialmente decompostos; podem também ser adicionadas lamas de estações de tratamento de efluentes, desde que tendo em atenção a humidade global;
- ✓ **Humidade** – os microrganismos que decompõem a matéria orgânica necessitam de humidade para se movimentarem na pilha e para decompor os materiais, visto que só são capazes de decompor os nutrientes que se encontrem na fase dissolvida; teores de humidade inferiores a 30% inibem a actividade microbiana; em processos de arejamento forçado, grandes quantidades de água são removidas por evaporação, pelo que pode ser necessária a adição de água para ajustar o teor de humidade. A estrutura física e a capacidade de retenção de água variam muito com o material a compostar, pelo que o teor de humidade adequado pode variar entre 40 e 70%, pelo que deve proceder ao teste da esponja à sua pilha a fim de determinar o teor de humidade adequado;
- ✓ **Mistura/Revolvimento** – o revolvimento permite a homogeneização inicial (para distribuição uniforme de nutrientes e microrganismos), o fornecimento de oxigénio, controlo da temperatura e humidade do resíduo em compostagem; a sua periodicidade dependerá de vários factores, como a dimensão da pilha, tipo e quantidade de materiais adicionados; para uma humidade de 55-60%, a primeira volta pode ocorrer ao terceiro dia e as seguintes em dias alternados, num total de 4 a 5 vezes; o revolvimento é por vezes acompanhado de cheiros ofensivos;
- ✓ **Temperatura** – deve ser mantida entre os 50 e 60°C, idealmente atingindo os 55°C; para valores muito elevados (a maioria dos microrganismos não sobrevive a temperaturas superiores a 70°C), a temperatura passa a ter efeito inverso sobre os microrganismos, retardando e até eliminando a actividade microbiana; é importante que a temperatura se obtenha por acção microbiana e não pelo calor do sol.
- ✓ **Controlo de patogénicos** – a maior parte dos patogénicos é destruída a 55°C; a eliminação total pode ser conseguida deixando o material atingir os 70°C durante 1 a 2 horas, o que exige uma operação atenta.
- ✓ **pH** – não é geralmente um factor crítico, pois as populações microbiológicas envolvidas conseguem existir numa larga gama de pH. Este comportamento dispensa a difícil tarefa

que seria tentar corrigir o pH do material em compostagem. Ele é auto-regulado, pelo que não precisa ser controlado. Geralmente, durante a compostagem o pH tende a manter-se alcalino, variando entre 6 e 8.

2.4. Vantagens e Limitações da Compostagem

Como qualquer outra técnica de tratamento de resíduos, a compostagem apresenta algumas vantagens e limitações, perfeitamente reconhecidas. Na tabela 2 encontram-se sistematizados alguns problemas associados ao processo de compostagem doméstica e as possíveis causas para esse mesmo.

Tabela 2 – Problemas e causas na compostagem doméstica

Problema	Causa possível
Processo lento	Materiais adicionados: Demasiados castanhos ou demasiado grandes
Cheiro a podre (amónia)	Humidade em excesso Demasiados materiais verdes
	Compactação
Temperatura Muito Baixa	Pilha demasiado pequena
	Humidade insuficiente
	Arejamento insuficiente
	Falta de azoto
	Clima frio
Temperatura Muito Alta	Pilha muito grande
	Arejamento insuficiente
Pragas	Presença de restos de carne, peixe, ossos, molhos ou gorduras

Os aspectos que limitam esta técnica de tratamento de resíduos são de três tipos: existência de mercado para os produtos, a redução do volume e da massa e os cheiros.

A produção de maus cheiros é inevitável, mas apesar de já existem soluções técnicas para a resolução do problema, isso representa um custo adicional a ter em conta (Marques, 2008).

Outra limitação é a aceitação não assegurada do produto final no mercado, uma vez que o processo de compostagem exige uma maior disponibilidade de espaço comparativamente a outros processos de tratamento e o tempo necessário para a obtenção de um produto com as características desejáveis é maior do que noutros processos (Marques, 2008).

Como se referiu anteriormente, neste processo existe uma redução do volume e da massa que pode ser considerada como vantagem do processo de compostagem a nível de deposição em aterro, mas também pode ser uma limitação para a operação, uma vez que a essa redução quando comparada com a redução conseguida com outros processos é muito baixa caso exista o objectivo de eliminar o resíduo e não o objectivo de valorização (Matos e Pereira, 2003).

Finalmente como última limitação é se salientar que do ponto de vista energético a compostagem é uma operação pouco interessante uma vez que não existe tecnologia capaz de aproveitar a energia de baixa temperatura gerada no processo (Marques, 2008).

No que diz respeito às vantagens do processo de compostagem pode-se enumerar as seguintes:

- ✓ Transformar os materiais biodegradáveis orgânicos em material estável biologicamente;
- ✓ Reduzir a quantidade dos resíduos a depositar em aterro;
- ✓ Destruir organismos indesejáveis, presentes nos RS, como patogénicos e sementes de plantas daninhas;
- ✓ Reter o máximo de nutrientes (azoto, fósforo e potássio);
- ✓ Originar um material rico em nutrientes, a usar como promotor do crescimento das plantas e corrector do solo, reduzindo o recurso ao uso de fertilizantes químicos, que ao contrário do composto, disponibilizam os nutrientes de forma quase instantânea e não adaptada às necessidades nutricionais das plantas.

2.5. Compostagem doméstica

A compostagem doméstica não é uma prática muito utilizada nos dias que correm, mas é a melhor solução para reciclar todos os restos de comida, de jardim e da horta, produzidos em casa ou numa escola sem recorrer a grandes custos de manutenção. É um processo muito simples, que se pode integrar no dia-a-dia de uma escola ou habitação permitindo que haja por parte da população uma acção amiga do ambiente, originando uma fonte de rentabilização dos benefícios da reciclagem orgânica produzindo um fertilizante de qualidade para os espaços verdes ou então pode ser vendido para obter fundos.

Como é de senso comum, o que antes não servia para nada, agora serve para muito, uma vez que os resíduos orgânicos, se recolhidos selectivamente, de forma a evitar contaminação por substâncias tóxicas, podem ajudar em muito a Natureza. Isso é possível de ser verificado através da construção de uma compostor colocar a Natureza a trabalhar de forma natural.

Os resíduos necessários para o funcionamento do processo de compostagem são materiais biodegradáveis, ar e água, que são de fácil aquisição o que torna a compostagem um processo muito simples.

Os materiais biodegradáveis são classificados como castanhos ou verdes. Os castanhos são todos os resíduos de jardim já secos, como por exemplo, aparas de madeira, relva, folhas castanhas, palha, feno, plantas mortas, serradura, entre muitos outros. Estes materiais são ricos em carbono, o constituinte mais abundante na madeira, e pobres em azoto, o contribuinte mais importante das proteínas. Os resíduos verdes são os restos de comida, vegetais, folhas verdes, etc., que são muito mais ricos em azoto do que os castanhos.

Num compostor devem-se alternar as camadas de castanhos e verdes, sucessivamente, mas é muito importante ter em atenção que a última camada tem de ser sempre de material castanho, de forma a minimizar os odores produzidos durante o processo.

Este processo tem de ser acompanhado de forma contínua, uma vez que a falta ou excesso de água podem atrasar e interferir com os métodos metabólicos que conduzem à compostagem. Assim sendo, é conveniente regar e revirar a pilha com alguma regularidade.

Quando o material do compostor ficar com aspecto de terra escura, sem odor e à temperatura ambiente, o produto final está formado – composto. Este processo pode demorar 3 a 12 meses. O composto antes de ser retirado deverá ser trespassado de forma a remover qualquer elemento que não tenha sido convenientemente transformado. Após a finalização do composto, este deve ser armazenado uma semana até diminuir o seu volume, de modo a assegurar a obtenção de um produto totalmente estável, que permitirá formar o húmus no solo.

2.6. Tipos de compostores

Para se fazer compostagem doméstica não é necessário que se compre um compostor, basta que se tenha um quintal onde se possa amontoar o material a compostar, dando-lhe a forma de uma pilha/pirâmide, com aproximadamente 2m de diâmetro na base e pelo menos 1m de altura. Pilhas com menores dimensões não permitem que haja aquecimento do material para que o processo de decomposição ocorra de forma adequada. Outra maneira de decompor os resíduos orgânicos, não adquirindo um compostor é abrir um buraco na terra com cerca de 60 cm de diâmetro e 35 cm de profundidade e aí colocar esses resíduos, cobrindo-os de seguida com uma camada de terra ou folhas secas. Contudo, num ambiente urbano onde o espaço disponível para a compostagem é muito reduzido, a utilização de um compostor apresenta muitas vantagens tanto a nível de estética como a nível prático, além de que pode ajudar a reter o calor produzido ao longo do processo. Assim pode-se construir um compostor usando alguns materiais a um preço bastante acessível, ou então adquiri-lo comercialmente.

Nos dias que correm existe uma boa selecção, com uma grande variedade de escolha que pode ser encontrada em algumas lojas, centros de jardinagem ou até mesmo fazendo encomendas nos sites da internet. Estes podem ser feitos em madeira, plástico e metal de maior ou menor

capacidade consoante o uso que se pretende dar. Um compostor deve apresentar muitos espaços para a recirculação do ar, tem de ter uma rede na base de forma a evitar a entrada de roedores, mas que permita a entrada de decompositores (minhocas, microrganismos, etc.) e absorção das escorrências e uma tampa para proteger o material a decompor do excesso de vento, sol e chuva.

A capacidade de um compostor mínima é de $0,5 \text{ m}^3$ (500L), ideal para compostar durante todo o ano. Estes devem ser seleccionados para que permita oxigenar suficientemente os detritos, para que não se produza odores fortes e elevada libertação de gases (metano) durante a decomposição do resíduo biodegradável.

Seguidamente procede-se à enumeração de alguns exemplo de compostores que podem ser construídos em casa ou então como alternativa aos compostores que se podem construir em casa, é a aquisição de um compostor numa superfície comercial. Ao fazê-lo deverá ter em atenção a capacidade adequada à sua produção de resíduos, a durabilidade, a garantia e o custo.

Exemplos de compostores a construir em casa

Compostor Duplo: No interior de um caixote de lixo colocar dois tijolos e um outro caixote pequeno por cima dos tijolos. O segundo caixote deve estar perfurado por baixo e nos lados.

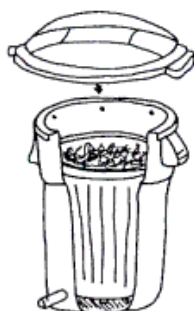


Figura 3 – Compostor Duplo (Fonte: Escola Superior de Biotecnologia – Universidade Católica Portuguesa)

Compostor de Madeira: Um recipiente tipo caixa de fruta com tampa e com as dimensões 1m x 1m x 1m em cada cuba. Para facilitar o manuseamento, as tábuas da frente podem ser amovíveis, para isso basta fazer um encaixe com ranhura. Os lados podem ser de rede.

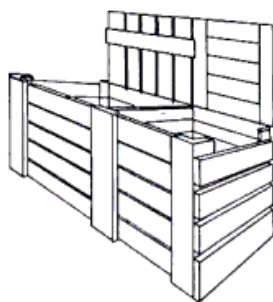


Figura 4 – Compostor de Madeira (Fonte: Escola Superior de Biotecnologia – Universidade Católica Portuguesa)

Exemplos de compostores a adquirir comercialmente

Compostor Milko: Fabricado em material (plástico) reciclado, com capacidade de 290 L. Tem um sistema de ventilação composto por um “injector de ar” e canais circulares integrados na base perfurada e tampa com sistema de controlo de arejamento para Inverno e Verão, permitem o arejamento eficiente dentro do compostor. A forma cónica evita o aparecimento de “zonas mortas” ou a compactação excessiva dos resíduos. É fácil retirar o composto final através de uma porta colocada na base do compostor.



Figura 5 – Compostor Milko (Fonte: Almoverde Ecologia)

Compostor Eco: proporciona um método higiénico e prático de compostagem doméstica. Foi estudado para reproduzir, de um modo acelerado, o que se passa na natureza, onde a lenta sucessão de estações do ano faz acumular e decompor a flora dos campos, matas e florestas. Fabricado em plástico reciclado resistente a UV, na cor negra, com ampla abertura para fácil acesso, fácil separação da tampa, sendo esta constituída por uma só peça, obtenção rápida do composto graças ao seu sistema de arejamento, não tem base e o composto extraí-se através de uma porta frontal. Tem uma capacidade para 280L e quanto às suas dimensões são de 840mm de altura e 790mm de diâmetro inferior.



Figura 6 – Compostor Eco (Fonte: Almoverde Ecologia)

Compostor Rapid: Construído em plástico reciclado resistente a UV de cor verde e preta, de fácil acesso através de duas aberturas, fácil remoção da tampa, obtenção rápida de composto graças ao seu sistema de arejamento regular, tem uma base e o composto é extraído através de uma porta frontal. Tem uma capacidade de 280L e de dimensões de altura de 890mm e de diâmetro inferior de 800mm.



Figura 7 – Compostor Rapid (fonte:Almoverde Ecologia)

Compostor Thermo King: fácil acesso através de duas tampas, fácil montagem sem parafusos, tem um sistema de fecho – Wind-fix, obtenção rápida de composto devido ao seu sistema de arejamento e paredes térmicas e único compostor construído com material de “Thermolen”, que permite um maior isolamento. Está disponível em várias dimensões.



Figura 8 – Compostor Thermo king (fonte: Almoverde Ecologia)

Garden Composter: está disponível em três versões diferentes, tais como, Garden Composter 200, 400 e 600.

- ✓ **Garden Composter 200** - é o menor dos três compostores excelente para compostagem restos de cozinha e aparas de jardim. O material a compostar é adicionado após deslizamento da porta de entrada e o arejamento e revolvimento do material são feitos através do tambor que é girado com as mãos percorrendo ao longo da parte externa do compostor. O composto é removido através da abertura da porta de saída, gira-se o compostor e permite que o composto caia a partir do interior do cilindro.



Figura 9 - Garden Composter 200 (fonte: www.emwpsupply.com/newproducts.aspx)

- ✓ **Garden Composter 400** - é consideravelmente maior do que o 200, mas de resto ele funciona no mesmo princípio do 200. Este compostor é contínuo projectado para compostagem restos de cozinha e de um jardim.



Figura 10 – Garden composter 400 (fonte: www.emwpsupply.com/newproducts.aspx)

- ✓ **Garden Composter 600** – foi concebido como sendo o compostor mais flexível de sempre. É ideal para uma casa onde há grande quantidade de resíduos biodegradáveis produzidos, e funciona como uma unidade de câmara dupla, ou como uma unidade de fluxo contínuo. Tem uma linha divisória que separa as duas câmaras fechadas, e em cada uma delas é formado um composto diferente. Este modo é vantajoso na medida em que se pode iniciar em épocas diferentes. A nível de funcionamento, funciona da mesma maneira que os compostores anteriores.



Figura 11 – Garden Composter 600 (fonte: www.emwpsupply.com/newproducts.aspx)

Como foi referido anteriormente, todos os compostores que foram enumerados são apenas meros exemplos de vários compostores que já existem até aos dias de hoje no mercado.

Neste trabalho foi necessário criar um compostor que se adequa-se às necessidades que se pretendiam no desenvolvimento do tema, logo não se procedeu à compra de um compostor.

2.7. Origem do Resíduo

No âmbito dos resíduos gerados pela sociedade urbana nos nossos dias, cabe aos resíduos sólidos urbanos biodegradáveis a maior e mais volumosa fatia desses desperdícios, motivo porque tem vindo a constituir um factor de crescente preocupação. Tem-se assistido a uma verdadeira explosão na produção de resíduos derivada do aumento do consumo público e, ao mesmo ritmo, um decréscimo do peso específico dos resíduos.

Como já foi dito anteriormente, a compostagem doméstica dos resíduos orgânicos gerados nas nossas habitações não é uma prática muito recente. Neste subcapítulo tem-se por base dar a conhecer mais um pouco os tipos de materiais que se podem usar no processo de compostagem.

2.7.1 *Resíduos usados na compostagem*

Os materiais utilizados para a compostagem podem ser divididos em duas classes, a dos materiais ricos em carbono e a dos materiais ricos em azoto. Entre os materiais ricos em carbono podemos considerar os materiais lenhosos como a casca de árvores, as aparas de madeira e o serrim, as podas dos jardins, folhas e agulhas das árvores, palhas e feno, e papel. Entre os materiais azotados incluem-se as folhas verdes, estrume animal, urina, solo, restos de vegetais hortícolas, erva, etc.

De forma genérica, os materiais vegetais frescos e verdes tendem a ser mais ricos em azoto do que os materiais secos e acastanhados. Note-se que o verde resulta da clorofila que tem azoto enquanto que o castanho resulta da ausência de clorofila. No caso das folhas, a senescência (em que

se verifica o amarelecimento das folhas devido à degradação da clorofila) está associada à remoção do azoto das folhas para outras partes da planta.

Para se ter uma noção exacta dos materiais que são passíveis de serem usados num processo de compostagem, foi elaborada uma tabela onde muito sucintamente são enumerados alguns materiais a compostar e alguns que não se devem usar na compostagem:

Tabela 3 – Materiais a compostar e a não compostar

Materiais a compostar		Materiais a não compostar
Verdes	Castanhos	
Restos de vegetais crus	Feno	Carne, peixe, marisco, lacticínios e gorduras (queijo, manteiga e molhos) Excrementos de animais (podem conter microrganismos patogénicos que sobrevivem ao processo de compostagem) Resíduos de jardim tratados com pesticidas Cinzas de carvão Têxteis, tintas, pilhas, vidro, metal, plásticos, medicamentos, produtos químicos
Restos de cascas de frutos	Aparas de madeira e serradura	
Borras de café, incluindo filtros	Aparas de relva e erva seca	
Arroz e massa cozinhados	Folhas secas	
Folhas verdes	Ramos pequenos	
Sacos de Chá		
Cereais		
Ervas daninhas (sem sementes)		
Resto de relva cortada e flores		
Cascas de ovos esmagadas*		
Pão		

*estes materiais devem ser utilizados em quantidades limitadas, uma vez que se decompõe lentamente

2.8. Composto

Segundo Haug (1993), designa-se composto como sendo um produto final, higienizado e rico em compostos húmicos, decorrente do processo de compostagem, que pode ser armazenado e manuseado sem qualquer problema e que tem um efeito benéfico para as plantas.

Tendo por base indicadores de qualidade, identificam-se e especificam-se três tipos de compostos que poderão ser produzidos numa unidade de compostagem. Como primeiro tipo, temos o composto ecológico, que pela sua qualidade, satisfaz os requisitos necessários para a atribuição de rótulo ecológico comunitário. O composto biológico é um composto aprovado pelos organismos de controlo para ser utilizado no modo de produção biológica em Portugal. Para finalizar, tem-se o composto corrente que é aquele que possui uma qualidade mínima obrigatória, que cumpra os valores limites especificados nas leis Portuguesas, ou em directivas comunitárias, nomeadamente a Decisão nº 2006/799/CE de 3 de Novembro de 2006, que estabelece os critérios ecológicos revistos e os respectivos requisitos de avaliação e verificação para a atribuição do rótulo ecológico

comunitário aos correctivos de solos, para utilização na agricultura, na floresta, ou na recuperação de áreas degradadas (Brito, 2007).

2.8.1 Verificação da Qualidade do Composto

A qualidade do composto a aplicar na agricultura ou para outras finalidades deve reger-se por normas técnicas que não ponham em causa o ambiente e a saúde pública. Essa qualidade depende das características físicas, químicas e biológicas dos substratos orgânicos utilizados e da evolução e condução do processo de compostagem. Segundo Santos (2007), a avaliação da qualidade do composto não se prende só aos aspectos de estabilização e maturação do produto, mas igualmente com um conjunto de características assim como, a cor, a granulometria, a contaminação com metais pesados (Zinco, Cobre, Níquel, etc.) e com inertes, o teor de humidade, de nutrientes, de matéria orgânica, o odor, entre outros.

2.8.2 Estabilização e Maturação do composto

O processo de compostagem decorre em duas fases principais: a activa e a de acabamento. O conhecimento dos fenómenos que ocorrem em cada uma das fases é, importante para a distinção entre os conceitos de composto estabilizado e composto maturado. A fase activa da compostagem é caracterizada por uma intensa actividade microbiana, responsável pela decomposição da maior parte dos componentes biodegradáveis e pela sua estabilização. A fase de acabamento é caracterizada pela conversão de parte das moléculas orgânicas em substâncias húmicas. O grande obstáculo na diferenciação entre composto estabilizado e composto maturado está em se conseguir avaliar, durante o processo, onde acaba a fase activa e se inicia a fase seguinte, uma vez, que na realidade ocorre uma sobreposição das mesmas, pelo que muitos autores optam pela designação de maturação – a qual implica estabilização (Santos, 2007). O grau de maturação atingida por um composto está muito dependente do tempo e da acessibilidade de oxigénio.

O termo estabilização tem sido utilizado com o significado da oxidação dos materiais orgânicos ou da sua conversão em formas menos susceptíveis de serem degradadas, ou seja, mais estáveis, e que, embora sejam ainda passíveis de degradação, apenas o são numa taxa muito menor quando comparados com os materiais iniciais (Haug, 1980).

A estabilidade e maturação são apenas propriedades biológicas dos compostos que relacionam a actividade microbiológica com a presença ou ausência de fitotoxicidade, e que as mesmas não descrevam a quantidade de matéria orgânica que é decomposta e/ou humificada. Assim a estabilidade biológica, evolução da matéria orgânica e a maturação dos compostos podem ser indicadores de qualidade do composto (Santos, 2007).

2.8.3 Testes de Fitotoxicidade

Segundo vários autores, o termo fitotoxicidade está normalmente associado ao fenómeno de acumulação de uma substância potencialmente nociva nos tecidos da planta a um nível que afecta o crescimento óptimo e o desenvolvimento da mesma. Um composto pode conter uma grande variedade de componentes fitotóxicos que impedem ou diminuem o crescimento da planta (Santos, 2007).

Para a determinação da fitotoxicidade dos compostos há uma grande variedade de testes biológicos, como por exemplo, teste de germinação e de testes de crescimento. Na realização deste trabalho apenas se realizou testes de crescimento.

O teste de crescimento faz-se em vaso, onde se mistura uma porção de composto já maturado com diferentes porções de turfa, neste caso, fez-se três réplicas para cada porção diferente de 25 e 50% (v/v) de composto, tendo uma duração de 15 dias para o crescimento de plantas de fácil germinação. Consequentemente, o material seco da biomassa obtido é avaliado comparativamente a um ensaio branco, que apenas contém turfa, que decorre em simultâneo de forma a minimizar problemas que decorrem em diferentes condições de ensaio (luz, evaporação, frequência de rega, etc.). Neste teste contabiliza-se de uma forma “integrada” germinação das sementes e o crescimento das sementes germinadas, uma vez que não se consegue distinguir a diferença entre a biomassa do ensaio branco com a biomassa obtida nos ensaios com composto, se deve a toxicidade do composto na germinação ou no crescimento da planta. Para interpretação dos resultados obtidos na realização deste teste utilizou-se como base de referência um método proposto na Proposta de Regulamentação para a Qualidade do Composto para Utilização na Agricultura (Gonçalves e Baptista, 2001), referida pelo Ministério da Agricultura (2006). Pode-se constatar na seguinte tabela:

Tabela 4- Interpretação dos resultados da produção relativa (%), de acordo com Proposta de Gonçalves e Baptista, 2001 referida pelo Ministério da Agricultura (2006).

Situação	% composto		Interpretação
	25 %	50 %	
A	IG>90	IG>90	O composto apresenta óptima qualidade e pode ser usado como substrato de suporte de culturas
B	IG>90	IG≤90	O composto está suficientemente maturado para ser usado como correctivo orgânico do solo mas não pode ser usado como constituinte de suportes de culturas
C	IG≤90	IG≤90	O composto não apresenta qualidade para ser usado como correctivo orgânico e a sua utilização é restrita

2.8.4 pH

A variação do pH do composto está directamente relacionado com a composição do substrato inicial e com o processo de compostagem. Normalmente, o pH varia entre de 6 a 8. O composto, tendo um grau de acidez ou alcalinidade muito elevado pode provocar estragos nas plantas a nível da sua raiz, inibir o seu desenvolvimento, bem como o crescimento natural das mesmas (Marques, 2008). Com isto, o intervalo de pH no qual se pode verificar o crescimento das plantas de um modo normal é entre os 5,5 e 8. Assim, estes valores representam os limites indicados para o composto corrente (Brito, 2007).

2.8.5 Humidade

A humidade é um factor que deve ser controlado desde o instante inicial do processo de compostagem, bem como durante toda a operação, de forma a assegurar valores próximos de humidade na casa dos 50-60% (m/m), de maneira a manter uma taxa suficiente para o metabolismo dos microrganismos (Matos *et al*, 2003).

Um composto com uma humidade superior a 35% pode não estar totalmente maturado, o que acarreta desvantagens que se ligam à sua pulverização e à dificuldade de manuseamento bem como armazenamento (Santos, 2007). Contudo, como já foi identificado anteriormente, um composto corrente, que é aquele que tem a qualidade mínima obrigatória para aplicação no solo, deve ter um teor de humidade inferior a 40% (m/m) (Brito, 2007).

2.8.6 Razão Ponderal C: N

A razão ponderal C:N, como foi referido anteriormente, é um factor importante de controlo no processo de compostagem, bem como na qualidade do composto. A zona de C:N mais conveniente para o composto final é da ordem de 12-20, valores demasiado elevados traduzem-se no facto de o composto sequestrar azoto do solo após aplicação (Matos *et al*, 2003).

Segundo Epstein (1997), a razão C: N tem sido usada para indicar o grau de maturação de um composto. Do mesmo modo a razão da C: N final e da C: N inicial tem sido proposta para a avaliação do grau de maturação, contudo estas razões podem ser usadas como valor de referência, mas não como indicadores absolutos do grau de maturação do composto.

2.9. Vantagens de aplicação do composto no solo

Os compostos, quando aplicados ao solo já maturados, para além de não manifestarem nenhum inconveniente de maior, tirando o problema dos metais pesados ou problemas de salinidade, que podem ser contornados, apresentam particular interesse ao serem usados como fertilizantes.

Estes produtos, como correctivos orgânicos, melhoram, com efeito, de forma muito significativa as propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos (Santos, 2001). Assim este tipo de fertilizante orgânico, para além de diminuir o uso de fertilizantes químicos, bem como todas as consequências que daí advém, traz inúmeras vantagens de acordo com Santos (2001):

- Incrementam o arejamento, a capacidade de retenção de água e de infiltração;
- Tem poder complexante em relação a alguns elementos, reduzindo a fitotoxicidade e aumentando a disponibilidade de fósforo no solo;
- Contribuem para a redução da densidade aparente dos solos e para evitar incrustações de superfície e reduzem a lixiviação dos solos;
- Dada a sua composição à base de colóides húmicos, melhoram a estrutura e agregação dos solos;
- Devido a sua constituição química, podem reter fisicamente iões minerais e cedê-los gradualmente às culturas por permuta iónica com as raízes;
- O sistema radicular é estimulado devido à melhoria das características físicas dos solos e ao incremento da nutrição, que habilita a planta explorar um maior volume de solo;
- Tem menor capacidade de transmitir pragas e doenças às plantas;
- Devido a sua cor, o próprio solo também escurece sendo aumentada a absorção do calor, o que com maior conteúdo de água, contribui para uma melhor regulação da temperatura;

2.10. Rótulo ecológico

Como já foi referenciado anteriormente, um composto ecológico é todo aquele que pela sua qualidade, satisfaz os requisitos necessários para atribuição do rótulo ecológico comunitário. Para seja atribuído o rótulo ecológico comunitário é necessário que o composto cumpra os requisitos expostos na Decisão 2006/799/CE de 3 de Novembro, que está em vigor até 2010. Um composto que seja classificado como ecológico servirá como corrector de solo, isto é, os materiais adicionados ao solo vão melhorar ou manter as suas propriedades ou actividade químicas ou biológicas. Como isto, e de acordo com a Decisão, os critérios aos quais um composto deverá obedecer de modo a que lhe seja atribuído o rótulo ecológico estão relatados na tabela seguinte.

Tabela 5 - Critérios para atribuição a compostos do Rótulo Ecológico Europeu de acordo com a Decisão 2006/799/CE de 3 de Novembro (adaptada por Marques (2008))

Parâmetro	Requisitos
Ingredientes	<ul style="list-style-type: none"> • Não pode conter turfa • Podem conter lamas de depuração desde que provenham de uma só fonte e cumpram todos os critérios a seguir definidos, nomeadamente o teor em metais pesados • O seu teor em matéria orgânica deve decorrer da transformação e/ou reutilização de resíduos • Só pode conter minerais que não tenham sido retirados de sítios notificados de importância comunitária nem da Rede Natura 2000
Substâncias Perigosas [mg/kg]	<ul style="list-style-type: none"> • Zn:300 • Cu:100 • Ni:50 • Cd:1 • Pb:100 • Hg:1 • Cr:100 • Mo*:2 • Se*:1,5 • As*:10 • F*:200 <p>*apenas se contiverem materiais provenientes de processos industriais</p>
Contaminantes físicos	<ul style="list-style-type: none"> • Granulometria de 2mm • Teor em vidro, plástico e metal inferior a 0,5% de massa seca
Azoto	<ul style="list-style-type: none"> • Concentração máxima de 3% em massa, e N inorgânico até 20% N total
Comportamento do produto	<ul style="list-style-type: none"> • Devem conter no mínimo 25% da massa seca e 20% de matéria orgânica em relação à massa seca • Não podem ter efeitos negativos na germinação nem no crescimento das plantas
Saúde e Segurança	<ul style="list-style-type: none"> • Não podem exceder os limites: <ul style="list-style-type: none"> ○ Salmonella: ausência em 25g ○ Ovos de helmitas: ausência em 1,5g ○ <i>E.coli</i>: <1000NMP/g
Semente e propágulos	<ul style="list-style-type: none"> • Não pode exceder as 2un/L
Informações fornecidas com o produto	<ul style="list-style-type: none"> • Nome e endereço da entidade responsável pela colocação do produto no mercado • Descritor que identifique o tipo de produto e que inclua “correctivo de solos” • Quantidade (em massa ou volume) • Indicação das principais matérias utilizadas no produto <p>E ainda:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Condições de armazenamento e data-limite recomendadas • Indicação dos grupos específicos de plantas aos quais o produto se destina: • pH e razão C:N • Declaração relativa à estabilidade da matéria orgânica • Métodos de utilização recomendadas • Instruções para manuseamento e utilização seguros • Aplicações não profissionais: dose de aplicação recomendada, expressa em quilogramas ou litros de produto por unidade de superfície (m²) por ano

Capítulo 3. Fundamentos de Modelação

3.1. Modelação

A modelação é uma ferramenta poderosa na área da pesquisa da engenharia. Um dos seus objectivos é o desenvolvimento de um modelo matemático de forma a permitir uma interligação de conhecimentos sobre os fenómenos importantes, para que haja um delineamento experimental de forma a que se possa relacionar as variáveis que descrevem a evolução do sistema, e posteriormente proceder-se a concepção de processos e de estratégias de gestão (Petric & Selimbasic, 2008). Modelar um processo de compostagem é uma tarefa de grande complexibilidade, inerente a esse processo, uma vez que requer a adopção de alguns pressupostos e simplificações (Sole, 2006).

Neste trabalho pretendeu-se definir um modelo de simulação dinâmico para descrever o processo de compostagem, com base em modelos e informações disponíveis na literatura. Neste capítulo começa-se por fazer um breve levantamento de alguns modelos já desenvolvidos atendendo a um número reduzido de parâmetros devido a complexividade do processo de compostagem, visando alcançar soluções realistas para os modelos que de outro modo não teriam e posteriormente procede-se a definição do modelo que se pretende validar.

Como foi referido anteriormente, a compostagem é um processo biológico aeróbio durante o qual as fracções de substratos orgânicos são decompostas por microrganismos (bactérias e fungos) dando origem a dióxido de carbono, água e uma fase sólida (composto), com libertação de calor. Este processo envolve diversos fenómenos tais como, físicos, químicos e de natureza biológica, que são influenciados por fenómenos operacionais, estabelecendo um sistema heterogéneo de grande complexividade. Assim, para uma melhor compreensão dos mecanismos envolvidos no processo de compostagem e com finalidade de obter um correcto dimensionamento e uma optimização melhorada dos sistemas reactivos alguns modelos matemáticos tem vindo a ser desenvolvidos de acordo as diferentes abordagens e grau de complexividade (Gomes, 2001).

A modelação matemática, com o evoluir dos tempos, tem sido fortemente utilizada nas áreas da ciência e engenharia com o objectivo de melhorar e compreender os comportamentos dos sistemas, explorar novos conceitos teóricos, descrever o desempenho de sistemas e num número crescente de casos, ajudar na solução de alguns problemas de design prático (Mason, 2006). Os modelos matemáticos, neste último contexto, oferecem a possibilidade de minimizar, ou até mesmo substituir a necessidade de experimentação física quando são utilizados novos materiais e diferentes opções do processo.

Devido aos custos e aos desafios envolvidos na realização de investigações experimentais, à escala piloto, a modelação traz vantagens, uma vez que, aumenta a capacidade de avaliar as opções do novo processo simplesmente só fazendo variar os parâmetros sem que para isso seja necessário iniciar uma nova experiência (investigação).

Os modelos do processo de compostagem tem aparecido na literatura desde 1976, com mais de 30 documentos publicados contemplando este tema. As contribuições dos estudos feitos no processo de digestão aeróbia na fase líquida ou então num sentido mais amplo a nível da degradação aeróbia do teor em sólidos, sustentam modelos com potencial relevância para a compreensão e previsão do comportamento do sistema de compostagem (Baptista, 2009).

Para o desenvolvimento do processo de compostagem, existem diferentes abordagens, umas de carácter mais teórico, outros de natureza mais prática. Dependendo dos vários objectivos que se pretende alcançar, os vários autores centram os trabalhos no sistema biológico ou nos processos de transferência de massa e calor.

A revisão efectua neste capítulo, examina modelos do processo de compostagem, as fundamentações de cinética, a sua estrutura, a validação do seu desempenho e as competências a nível de simulação.

3.1.1 Revisão Bibliográfica

Numa abordagem mais ampla, a resolução de equações provenientes do balanço de massa e do calor acoplado num dado intervalo de tempo, serviu como base para a maioria dos modelos do processo de compostagem. A fórmula geral utilizada para essa análise baseia-se no seguinte:

$$\text{Acumulação} = \text{entradas} - \text{saídas} \pm \text{transformações}$$

Nos modelos expostos na tabela 3, foi aprovada uma abordagem determinística, no entanto alguns elementos estocásticos foram incorporados em dois desses modelos que surgiram nestes últimos anos (Seki, 2000; Scholwin&Bidlemaier, 2003) citado por Mason (2006). Os investigadores de modelação olham tipicamente para o sistema de compostagem ao nível da macro-escala, em que se focam na análise analítica do reactor como sendo um todo. Porém, vários autores abordam o problema do ponto de vista microbiológico (Kaiser, 1996; Stombaugh&Nokes, 1996; Seki, 2000). Enquanto que, numa perspectiva diferente Hamelers (1993) vê a partícula de compostagem como base de análise.

Através da revisão da literatura, verifica-se que diversos autores abordam os reactores como sendo completos (Kishimoto *et al.*, 1987; Nakasaki *et al.*, 1987; Haug, 1993; Kaiser, 1996; Vandergheynst *et al.*, 1997; Mohee *et al.*, 1998; Ndegwa *et al.*, 2000; Seki, 2000; Higgins e

Walker, 2001), ou então, distribuídos sobre camadas horizontais (Finger *et al.*, 1976; Keener *et al.*, 1993; van Lier *et al.*, 1994; Stombaugh e Nokes, 1996; Das e Keener, 1997), elementos de formas rectangulares ou triangulares (Smith e Eilers, 1980) ou por regiões com base na temperatura homogeneizada (Scholwin&Bidlemaier, 2003). A abordagem de elementos finitos foi permitida a partir da compressibilidade da mistura e de outros factores espacialmente distribuídos (Das&Keener, 1997). Estes elementos, também foram usados por Bari *et al.* (2000) para uma análise em camada de degradação de sólidos voláteis biodegradáveis.

Vários modelos têm sido investigados por diferentes grupos de autores. O modelo de Haug (1993) serviu de base para alguns estudos efectuados por Bertoni *et al.* (1997); Kim *et al.* (2000); Ndegwa *et al.* (2000), e simultaneamente Das&Keener, (1997) e Mohee *et al.* (1997) utilizaram elementos já definidos anteriormente no modelo proposto de Keener *et al.* (1993). O modelo de Vandergheynst *et al.* (1997) foi ainda mais desenvolvido por Higgins&Walker (2001).

Tabela 6 - Apresentação geral dos modelos de compostagem (Mason, 2006)

References	Deterministic	Stochastic	Parameters		Terms in energy balance (see Table 2 for key)	Comments
			Lumped	Distributed		
Finger <i>et al.</i> (1976)	Y	—	—	Y	1, 8 ^a , 11	^a Thermal diffusion only
Smith and Eilers (1980)	Y	—	—	Y	1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10, 11	Radiation input only
Bach <i>et al.</i> (1987)	Y	—	na	na	1, 2, 3, 6, 7, 8, 10, 11	Heat balance only
Kishimoto <i>et al.</i> (1987)	Y	—	Y	—	1, 2, 3, 6, 7, 8, 10, 11	—
Nakasaki <i>et al.</i> (1987)	Y	—	Y	—	1, 2, 3, 6, 7, 8, 10, 11	—
Hamelers (1993)	Y	—	Y	—	none	—
Haug (1993)	Y	—	Y	—	1, 2, 3, 6, 7, 8, 10, 11	—
Keener <i>et al.</i> (1993)	Y	—	—	Y	1, 2, 3, 6, 7, 10, 11	No conduction or radiation losses
van Lier <i>et al.</i> (1994)	Y	—	—	Y	1, 2, 3, 6, 7, 8, 10, 11	—
Kaiser (1996)	Y	—	—	Y	1, 2, 3, 6, 7, 8, 10, 11	—
Stombaugh and Nokes (1996)	Y	—	—	Y	1, 2, 3, 6, 7, 8, 10, 11	Conduction constant
Das and Keener (1997)	Y	—	—	Y	1, 2, 3, 6, 7, 8, 10, 11	—
VanderGheynst <i>et al.</i> (1997)	Y	—	Y	—	1, 2, 3, 6, 7, 10, 11	No radial conduction
Mohee <i>et al.</i> (1998)	Y	—	Y	—	1, 2, 3, 6, 7, 8, 10, 11	—
Seki (2000)	Y	Y	Y	—	1, 2, 3, 6, 7, 8, 10, 11	—
Higgins and Walker (2001)	Y	—	Y	—	1, 2, 3, 6, 7, 10, 11	No radial conduction
Robinson <i>et al.</i> (2000)	Y	—	na	na	1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11	Radiation included; heat balance only
Scholwin and Bidlingmaier (2003)	Y	Y	—	Y	1, 2, 3, 6, 7, 8, 10, 11	—

3.1.1.1 Considerações gerais do equilíbrio térmico

A nível do balanço de calor ao sistema de compostagem, os modelos têm incluído o aquecimento sensível do conteúdo do sistema, fluxos de calor de entrada e saída (entrada de ar, vapor de água e água complementar, e saída de gases e vapores), perdas por convecção/ condução, calor latente de evaporação de água, produção de calor a partir da matéria biológica e perdas por radiação (Tabela 4).

Tabela 7 - Componentes do balanço de energia nos modelos de compostagem (Mason, 2006)

Accumulation terms	Input terms	Output terms	Transformation terms
Sensible heating of reactor contents (1)	Sensible heat of inlet dry air (2) Sensible and latent heat of inlet water vapour (3) Sensible heat of supplementary water (4) Radiation (5)	Sensible heat of dry exit gas (6) Sensible heat of exit water vapour (7) Conductive/convective losses (8) Radiation losses (9) Latent heat of evaporation (10)	Biologically generated heat (11)

A produção biológica de calor e o calor latente de evaporação de água têm mostrado ser mais significativos a nível do equilíbrio térmico para sistemas completos de larga-escala (Bach *et al.*, 1987; Harper *et al.* 1992; Weppen, 2001) e foram incorporados em quase todos os modelos expostos na tabela 6.

Na grande maioria dos casos, o calor latente de evaporação de água foi contabilizado através da entalpia obtida no vapor de água e gás à saída do sistema, aparecendo na expressão que relacionada com o transporte de gás advectivo. A nível das perdas de calor por transferência para o exterior através das paredes do reactor, foram inseridas em vários modelos (Bach *et al.*, 1987; Kishimoto *et al.* 1987; Nakasaki *et al.*, 1987; Haug, 1993; van Lier *et al.*, 1994; Kaiser, 1996; Stombaugh e Nokes, 1996; Das e Keener, 1997; Mohee *et al.*, 1998; Seki, 2000; E convectiva Scholwin Bidlingmaier, 2003), enquanto que perdas fronteiriças foram abordadas nos modelos nos modelos de Smith e Eilers (1980) e Ndegwa *et al.* (2000).

O coeficiente de transferência de calor (U) é determinado com base na combinação das perdas de calor por convecção, condução e radiação nos limites do sistema. As perdas por radiação são frequentemente ignoradas nos vários modelos anteriormente focados, com a excepção do modelo de Smith e Eilers (1980), onde funciona como uma pilha estática arejada e que serviu de base para o modelo proposto por Robinzon *et al.* (2000), uma vez que é um factor importante para se obter um patamar de equilíbrio térmico. O modelo proposto por Hamelers (1993), que previa a determinação da taxa de consumo de oxigénio, utilização de substrato, padrões de crescimento da biomassa, gradientes de temperatura ao nível das partículas, as perdas foram consideradas insignificantes sendo mesmo negligenciadas.

As perdas por transferência de calor pelas paredes do sistema, foram ignoradas no modelo de Vandergheynst *et al.* (1997), uma vez que este autor assumiu que no modelo de transporte de calor o problema era encarado como sendo bidimensional no eixo vertical. Estas perdas de calor são desprezadas nos modelos desenvolvidos por Keener *et al.* (1993) e Higgins&Walker (2001). Assim, quando se verificar que as perdas por transferência de calor pelas paredes do sistema forem um percentagem muito reduzida comparadas com as perdas globais do sistema, pode-se dizer que esta aproximação é aceitável.

Quando se fala em sistemas de pequena escala, as perdas ocorridas por transferência de calor através das paredes do sistema podem ser significativas, mesmo apresentando um isolamento conveniente (Mason&Milke, em press-a). O modelo de Finger *et al.* (1976) refere-se somente ao transporte de calor por difusão térmica, não fazendo referência ao transporte de calor por advecção ou por outros mecanismos de transporte. No entanto, o transporte por advecção é bastante conhecido por desempenhar um papel importante na grande maioria dos sistemas de compostagem.

Quanto às análises do balance de calor, sem equações preditivas, foram apresentadas por Bach *et al.* (1987), Harper *et al.* (1992), Koenig&Tao (1996) e Bari *et al.* (2000a), e juntamente com a avaliação do balanço mássico no modelo de Robinzon *et al.* (2000). Na maioria das análises, é útil fazer referência ao equilíbrio mássico como foi relatado por Batista *et al.* (1995) e Straatsma *et al.* (2000).

3.1.1.2 Considerações do balanço mássico

Para o balanço mássico existem várias abordagens ao nível da humidade com base no conteúdo do ar à entrada, teor de gás de saída e produção de água por transformações biológicas. Este último termo tem sido estimado através de factores de produção (y ou Y) com base na degradação dos sólidos voláteis biodegradáveis (Keener *et al.*, 1993; Kaiser, 1996; Stombaugh&Nokes, 1996; Das e Keener, 1997; Mohee *et al.*, 1998; Higgins&Walker, 2001). Existe ainda uma abordagem idêntica que tem sido utilizada para estimar o consumo de oxigénio ou a evolução de dióxido de carbono (Mason, 2006).

3.1.1.3 Previsão de variáveis de estado

A nível de variáveis de estado mais importantes no processo de compostagem é de salientar as seguintes, temperatura, humidade e concentração de oxigénio. Na grande maioria dos modelos já relatados a temperatura tem sido utilizada, exceptuando-se no modelo proposto por Hamelers (1993). No modelo de Haug (1993) a temperatura é determinada iterativamente para uma série de valores de calor constantes em estado estacionário e balanços mássicos, ao contrário do que é previsto para as condições de estado não estáveis (Mason, 2006).

O teor de humidade tem sido referenciado por vários autores (Kishimoto *et al.*, 1987; Nakasaki *et al.*, 1987; Ndegwa *et al.*, 2000), a concentração de oxigénio por Finger *et al.* (1976), van Lier *et al.* (1994) e Mohee *et al.* (1998). Outras variáveis preditivas, incluem a taxa de captação de oxigénio (Hamelers, 1993; Stombaugh&Nokes, 1996; Higgins&Walker, 2001), a evolução de dióxido de carbono taxa (Kishimoto *et al.*, 1987; Nakasaki *et al.*, 1987; van Lier *et al.*, 1994), a nível do gás de saída em massa de gás seco e saída de vapor de água (Haug, 1993), o peso do solo (van Lier *et al.*, 1994; Ndegwa *et al.*, 2000), biomassa (Hamelers, 1993; Kaiser,

1996; Stombaugh&Nokes, 1996), total de sólidos (Kishimoto *et al.*, 1987; Hamelers, 1993; Stombaugh&Nokes, 1996; Mohee *et al.*, 1998; Ndegwa *et al.*, 2000) e composição de produtos sólidos (Haug, 1993; Kaiser, 1996).

3.1.2 Degradação do substrato e expressões de energia biológica

De forma geral, a modelação para a produção de energia biológica através de balances energéticos efectuados no processo de compostagem serve para descrever a degradação de sólidos, directamente através de sólidos voláteis ou indirectamente através do consumo de oxigénio ou da produção de dióxido de carbono. Permite ainda aplicar factores de produção térmica adequados a fim de se obter uma expressão de energia (Mason, 2006).

3.1.2.1 Cinética da Compostagem

A cinética de compostagem em especial, trata da taxa de reacção do processo de compostagem, ou seja, a velocidade pela qual é consumida a matéria orgânica nos materiais a ser compostados. A avaliação da taxa neste processo, pode ser feita através de diversos parâmetros de monitorização, tais como, a evolução dos sólidos voláteis ou o conteúdo em massa seca, ou o consumo de O₂ ou de taxa de emissão de CO₂ (Baptista, 2009).

Na gestão do processo de compostagem existem várias opções, mas na sua grande maioria a maximização da taxa de decomposição é considerada um dos seus principais objectivos. Assim sendo, a cinética é um parâmetro importante no que diz respeito ao estudo de uma unidade de compostagem e a sua optimização.

A taxa de compostagem tem vindo a ser descrita através de várias equações de cinética, tais como:

- *Primeira ordem* (Haug, 1993):

$$r = \frac{d[S]}{dt} = -k \cdot [S] \quad (3.1)$$

onde r é a taxa de reacção, que corresponde à taxa de consumo de substrato S , ou seja, da material orgânica; $[S]$ é a concentração de substrato S ; k é a constante velocidade de primeira ordem.

- *Ordem n* (Petric & Selimbasic, 2008):

$$r = \frac{d[S]}{dt} = -k \cdot [S]^n \quad (3.2)$$

onde r e $[S]$ são definidas como na equação 3.1; k é a constante cinética ordem n ; n é a ordem de reacção. Se n é igual a 1, a equação 3.2 torna-se na equação 3.1, ou seja, a equação de primeira ordem da taxa de reacção.

– *Monod* (Haug, 1993):

$$r = \frac{d[S]}{dt} = \frac{-k_m \cdot [S] \cdot X}{k_s + [S]} \quad (3.3)$$

onde r e $[S]$ são definidas como na equação 3.1; X é a concentração de microrganismos; k_m é a taxa máxima de utilização de substrato com elevada concentração de substrato; K_s é o coeficiente meia- velocidade.

– *Contois* (Bongochgetsakul & Ishida, 2008):

$$r = \frac{d[S]}{dt} = \frac{-k_m \cdot [S] \cdot X}{k_c \cdot X + [S]} \quad (3.4)$$

onde r e $[S]$ são definidas como na equação 3.1, e X pela equação 3.3; k_c é a constante de Contois.

– *Gompertz* (Mason, 2008a):

A equação de Gompertz tem sido amplamente utilizada para descrever crescimento microbiano de culturas puras, à temperatura constante, da seguinte forma:

$$y = \ln\left(\frac{N}{N_0}\right) = a \times e^{(-e^{(b-ct)})} \quad (3.5)$$

onde N é o número de células bacterianas no tempo t ; N_0 é o número de células bacterianas em tempo zero; t é o tempo; a , b e c são constantes empíricas. Esta equação foi alterada e aprovada por vários autores (tabela 5) no desenvolvimento de modelos para descrição do processo de compostagem.

Com a revisão da literatura é de notar que a cinética de primeira ordem é a forma mais vulgar de descrição de um processo de compostagem (Tabela 5). A cinética de Monod ou do tipo Monod têm sido adoptadas de um forma expressiva, mas acarreta um problema a nível de resolução, uma vez que exigem parâmetros relacionados com o crescimento microbiano e uma

estimativa do valor da massa inicial. Com a revisão e análise de vários modelos feita por Mason (2006), este concluí que os modelos de primeira ordem são mais bem sucedidos do que os modelos do tipo Monod, visto que preveem de forma mais exacta os perfis de temperatura. Como já foi referenciado anteriormente, a equação de Gompertz tem sido utilizada mas de forma mais reduzida. A cinética de primeira ordem proporciona uma boa descrição de vários processos biológicos de oxidação (Haug, 1993).

No desenvolvimento deste trabalho foi utilizado a cinética de primeira ordem. A taxa de reacção manteve-se constante ao longo do processo, multiplicando por diversos factores que influenciam a operação, tais como, temperatura, mistura, disponibilidade de oxigénio, porosidade, tamanho das partículas do substrato, teor de humidade, entre outros.

Tabela 8 – Lista de estudos encontrados na literatura que utilizaram a cinética de primeira ordem, tipo Monod, tipo Gompertz ou outras equações para descrever a cinética do processo de compostagem adoptada de *Baptista (2009)*. A última linha da tabela refere-se ao número total de estudos referidos em cada coluna

Primeira Ordem	Monod ou tipo Monod (incluí Contois)	Tipo Gompertz	Outros
Haug, 1993	Whang & Meenaghan, 1980	Silveira, 1999	Paredes <i>et al.</i> , 2002 (zero-order)
Keener <i>et al.</i> , 1993, 1995, 1997, 2003, 2005	Kaiser, 1996	Chang <i>et al.</i> , 2005, 2006a	Briski <i>et al.</i> , 2007 (n-th order)
Van Lier <i>et al.</i> , 1994	Stombaugh & Nokes, 1996	Mason, 2008a, 2008b	Gomes & Pereira, 2008 (pseudo-first-order)
Das & Keener, 1996, 1997	Agamuthu <i>et al.</i> , 2000		Petric & Selimbasic, 2008 (2.89 order)
Adani <i>et al.</i> , 1997, 2001	Huang <i>et al.</i> , 2000		
Bertoni <i>et al.</i> , 1997	Seki, 2000		
Hamoda <i>et al.</i> , 1998	de Guardia <i>et al.</i> , 2001		
Mohee <i>et al.</i> , 1998	Hamelers, 2004		
Tollner <i>et al.</i> , 1998	Zavala <i>et al.</i> , 2004a, 2004b		
Koenig & Bari, 1999	Tremier <i>et al.</i> , 2005		
Shin <i>et al.</i> , 1999	Xi <i>et al.</i> , 2005, 2008		
Robinzon <i>et al.</i> , 2000	Yamada & Kawase, 2006		
Bari & Koenig, 2000	Qin <i>et al.</i> , 2007		
Bari <i>et al.</i> , 2000	Sole-Mauri <i>et al.</i> , 2007		
Eklind & Kirchmann, 2000	Bongochgetsakul & Ishida, 2008		
Kim <i>et al.</i> , 2000	Bueno <i>et al.</i> , 2008		
Lasaridi <i>et al.</i> , 2000	Lin <i>et al.</i> , 2008a, 2008b		
Ndegwa <i>et al.</i> , 2000			
Paredes <i>et al.</i> , 2000, 2001, 2002			
Beck-Friis <i>et al.</i> , 2001			
Higgins & Walker, 2001			
Ekinci <i>et al.</i> , 2002, 2004, 2006			
Li <i>et al.</i> , 2002			
Nakasaki & Ohtaki, 2002			
Cronjé <i>et al.</i> , 2004			
Komilis, 2006			
Ramirez-Perez <i>et al.</i> , 2007			
de Guardia <i>et al.</i> , 2008			
Mason, 2008a, 2008b, 2009			
Tosun <i>et al.</i> , 2008			
Yu <i>et al.</i> , 2009			
43	20	5	4

3.1.2.2 Factor de correcção de Temperatura

Existe um extenso conjunto de equações na literatura para descrever a dependência da taxa de compostagem (reacção) em função da temperatura. A equação de correcção da temperatura proposta por Haug (1993) foi retirada do modelo de Andrews&Kambhu (1973) (citado por Haug (1993)), e calibrada com os dados de Schulze (1962) e Wiley & Pearce (1957) (citado em Haug (1993)). A equação desenvolvida por Haug (1993) foi utilizada por vários investigadores (Bertoni et al 1997; Tollner et al., 1998; Robinzon et al., 1999, Kim et al., 2000; Ndegwa et al., 2000, Li et al., 2002; Cronjé et al., 2004; Briski et al. 2007; Petric&Selimbasic, 2008), citado por Baptista (2009). Na tabela seguinte encontram-se algumas equações propostas pelos vários autores anteriormente mencionados.

Tabela 9 – Lista das funções encontradas na literatura para descrever a dependência da taxa de compostagem em função da Temperatura. Todos os parâmetros não descritos são empíricos. (Adoptada por Baptista, 2009)

Autores	Equação do modelo	Definição dos parâmetros	Origem do modelo /uso
Schulze, 1962	$y = 0.1 \times 10^{0.028 \times T}$	y – taxa de consumo de oxigénio (mg O ₂ / g matéria volátil / hora) T - temperatura (° C)	Desenvolvido a partir do lixo e lodo de esgoto para determinação de dados de compostagem.
Haug, 1993	$k_t = k_{20} \times [1.066^{(T-20)} - 1.21^{(T-60)}]$	k _t – Constante cinética de reacção de 1ª ordem em função da Temperatura (dia ⁻¹) k ₂₀ – constante cinética de reacção de 1ª ordem à Temperatura de 20°C (dia ⁻¹) T - temperatura (° C)	Desenvolvido a partir um conjunto de dados de compostagem, de forma a integrar num modelo compostagem.
Kaiser, 1996	- f(T) = Tx(80-T)/1600, para os microrganismos que crescem de 0 °C até 80 ° C; - f(T)=Tx(60-T)/[20.(80-T)], para os microrganismos que crescem de 0 ° C até a 60 ° C.	f (t) – coeficiente T T - temperatura (° C)	Desenvolvido para descrever a T dependente do crescimento de uma única espécie microbiana. Esta equação é parte de um modelo de compostagem desenvolvido pelo autor.
Hamelers, 2004	$p(T) = p(T_r) \times e^{-\frac{E}{R}(\frac{1}{T} - \frac{1}{T_r})}$	T _R - Temperatura de referência (K) p (T) - p valor do parâmetro de referência na T E - energia de activação (kJ.mol ⁻¹) R - constante de gás (mol.kJ ⁻¹ .K ⁻¹)	Desenvolvido na teoria.

3.1.2.3 Teor inicial de sólidos voláteis biodegradáveis

A biodegradabilidade, ou seja, o teor inicial de sólidos voláteis transmite muitas informações importantes para a concepção do processo de compostagem, uma vez que é essencial para fechar balanços mássicos e energéticos (Haug & Ellsworth, 1991; Haug, 1993), citado por Baptista (2009). A biodegradabilidade depende da composição dos resíduos e das condições de degradação do material a compostar (Haug & Ellsworth, 1991; Kayhanian, 1995), e tem sido relacionada com o teor de lenhina no resíduo, tanto em condições anaeróbias (Chandler *et al.*, 1980; Kayhanian, 1995) como em condições aeróbias (Komilis&Ham, 2003).

O teor inicial de sólidos voláteis biodegradáveis deve ser determinada experimentalmente, uma vez que ainda não há nenhum método padronizado para a sua determinação em condições normais de compostagem (Baptista, 2009). A determinação pode ser feita com base nas perdas de sólidos voláteis ao longo do tempo de experiência (Adani *et al.*, 2000; Minkara *et al.*, 1998; Sesay *et al.*, 1998; Fricke & Mueller, 1999; Zach *et al.*, 2000; Lasaridi & Stentiford, 2001; Lornage *et al.*, 2007), ou por técnicas respirométricas na medição do consumo total de oxigénio ou na produção total de dióxido de carbono, tanto em meio líquido (Haug & Ellsworth, 1991; Boni & Musmeci, 1998; Barrena *et al.*, 2009), como em meio sólido (Pagga *et al.*, 1995; Atkinson & Jones, 1996; Komilis & Ham, 2000, 2006; Adani *et al.*, 2001; Tremier *et al.*, 2005; Eklind *et al.*, 2007; Scaglia & Adani, 2008; Tosun *et al.*, 2008; Mason, 2009), citado por Baptista (2009).

3.2. Descrição geral do modelo

O modelo dinâmico de compostagem que se pretende desenvolver, tem por base um desenvolvimento macroscópico óptico do processo, que assenta em algumas considerações físicas e químicas a fim de avaliar o desempenho de unidades de pequena dimensão de compostagem aplicada aos resíduos domésticos.

Para que seja implementado, é necessário especificar o caudal de ar imposto ao sistema, isto é, a variação do caudal ao longo do processo e a taxa de alimentação da mistura de resíduos a ser tratada.

Este modelo proposto torna possível simular várias saídas, tais como, o perfil de temperatura da compostagem dos materiais, a evolução da humidade ao longo do tempo, a massa de resíduos acumulados até ao estado estacionário (massa de resíduos total em estado de equilíbrio) e outras características do sistema em estado estável de operação. O interesse deste modelo prende-se a avaliação das condições do processo (temperatura e/ou tempo espaciais), que levam a um controle adequado do grau de patogénicos no composto e a humidade dos sólidos.

Como opção aos modelos estáticos, que são aqueles que servem para estudar o comportamento dos sistemas em estado de equilíbrio, os modelos dinâmicos ajudam a entender como é que um sistema evolui ao longo do tempo (como por exemplo, estudar as mudanças experimentais ocorridas num sistema em estado de equilíbrio entre duas condições distintas).

De facto, o tempo é um factor de extrema importância no processo de compostagem, uma vez que todas as variáveis impostas ao sistema estão directamente ligadas com a evolução do tempo. Considerando as inter-relações das variáveis em vens da sua dependência, e para melhorar a compreensão da dinâmica do processo de compostagem. Na figura 12, é apresentado um diagrama generalizado de causa-efeito. Como exemplo de algumas relações de causa-efeito representadas nessa figura tem-se:

1. Maior biodegradabilidade do substrato implica maior taxa de decomposição substrato, aumento das taxas de calor libertado e aumento da temperatura do substrato;
2. Maiores temperaturas levam a um aumento da taxa de decomposição do substrato e aumento das taxas de evaporação de água, e assim sucessivamente.

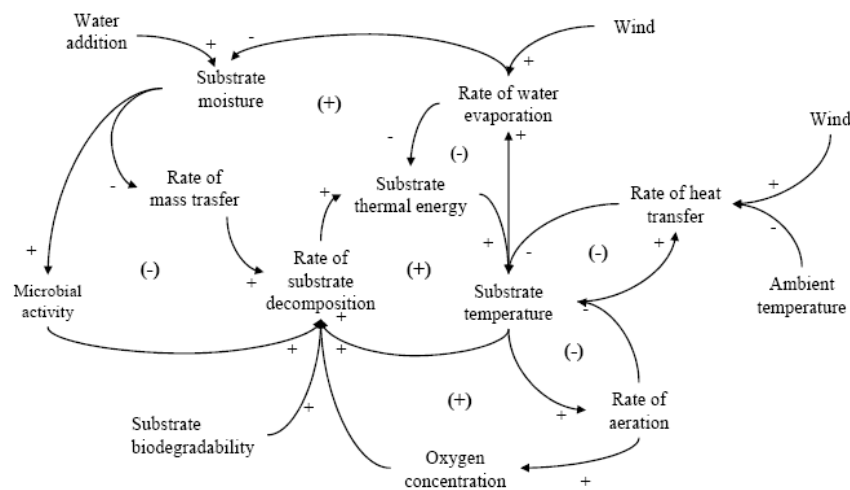


Figura 12 – Diagrama generalizado causa-efeito do processo de compostagem (Neves, 2007)

Para um bom desenvolvimento de um sistema de design, optimização do processo e controle é necessário que haja compreensão das relações existentes no processo de compostagem, uma vez que estas explicam a sua dinâmica. Assim, este tipo de diagramas causa-efeito são muito úteis no domínio da engenharia de controle.

O modelo que vai ser apresentado para a descrição do comportamento de um processo de compostagem é baseado num bioreactor em estado de equilíbrio heterogéneo, completamente agitado na fase gasosa e plug-flow para a matéria sólida. Nos dois primeiros ensaios encheu-se o

compostor até 80% da sua capacidade com alimentação contínua de ar e descarga contínua de gases gerados no processo. No último ensaio aproveitou-se o facto de ainda se ter o compostor com algum resíduo que ainda estava em processo de degradação e começou-se a introduzir diariamente resíduo fresco durante 30 dias.

A dinâmica actual do modelo aplicado foi de simular a compostagem de resíduos biodegradáveis gerados numa habitação com 5 pessoas. O sistema de compostagem vai receber uma mistura de resíduos biodegradáveis, tais como, resíduos alimentares, jardim e papel (este só aparece no último ensaio) que se encontra descrita no próximo capítulo. Para o primeiro e segundo ensaio temos uma massa de resíduos de entrada por mês, isto é, não se faz alimentação diária, de $m_{R0}=4,865 \text{ kg}_{R0}$ e $m_{R0}=4,366 \text{ kg}_{R0}$, respectivamente.

3.2.1 Cinética do Processo e do design do sistema

Como foi referido anteriormente, no modelo apresentado a razão de decomposição do resíduo ($-R_R$) foi descrita através de uma cinética de primeira ordem, baseada no modelo de Keener *et al.* (1993) como sendo:

$$(-R_R) = \left(-\frac{dm_R}{dt} \right) = k_{55} \cdot (1.9)^{\frac{T_R-55}{10}} \cdot (m_R - m_{Re}) \quad (3.7)$$

e onde os parâmetros cinéticos dependem da compostagem do resíduo e da temperatura de acordo com Shulze (1962).

Este modelo desenvolvido por Neves (2007) foi aplicado para uma mistura heterogénea de materiais biodegradáveis (resíduos orgânicos) com o intuito de se obter à saída a massa actual de resíduo compostado (composto). Uma vez que com neste modelo é modelada a evolução da massa da mistura dos resíduos (m_R) durante todo o período de transformação (t_i – variável para cada ensaio efectuado), é possível prever qual a massa de resíduos gaseificado (m_{Rg}) quando o sistema é operado em estado de equilíbrio:

$$m_{Rg} = \sum_{i=0}^{t_i} [m_R(i) - m_R(i+1)] \quad (3.8)$$

Se a temperatura global ao longo do processo for constante, isto é, não variar com o tempo, e se se conseguir provar esta última equação pode ser definida por (Neves, 2007):

$$m_{Rg} = (m_{Re} - m_{Ro}) \cdot (e^{-k} - 1) \cdot \left(\frac{1 - e^{-kt_i}}{1 - e^{-k}} \right) \quad (3.9)$$

A razão de descarga do composto em estado de equilíbrio pode ser agora avaliada através da realização de um balanço de massa ao sistema de compostagem em estado de equilíbrio, pois a taxa de alimentação e a taxa de gaseificação dos resíduos são conhecidas. Tendo em conta que a equação 3.7 descreve a evolução da massa de resíduos ao longo do processo de compostagem, é possível determinar a massa de sólidos acumulados no sistema ao longo do tempo de processamento, o que permite avaliar a massa de resíduos de compostagem em estado de equilíbrio. Ao modelar a densidade e a humidade dos sólidos segundo Neves (2007) é possível avaliar o volume do reactor requerido através de:

$$V_c = \int_0^{t_i} m_R(t) \cdot \left(\frac{1}{1 - W_{wR}(t)} \right) \cdot \left(\frac{1}{1 - \rho_R(t)} \right) \cdot dt \quad (3.10)$$

3.2.2 Necessidade de Oxigénio

O fluxo de oxigénio neste trabalho foi modelado com base no ar ambiente, isto é, na percentagem de oxigénio no ar atmosférico (0,21 v/v de oxigénio). O ar de arejamento é fornecido ao sistema de compostagem através de um sistema de areinação que controla a taxa de ar a fornecer, visto que este é um ponto-chave de todo este processo. A necessidade instantânea de oxigénio estequiométrico (M_{SR}) é determinada a partir da taxa de decomposição do resíduo (eq. 3.7) e representa a taxa de oxigénio que deve ser fornecida ao sistema ao longo do tempo em que se está a dar o processo de compostagem para que satisfaça a procura estequiométrica (Neves, 2007):

$$(-R_{O_2})_A = \left(-\frac{dm_{O_2}}{dt} \right) = M_{SR} \cdot \left(-\frac{dm_R}{dt} \right) \quad (3.11)$$

onde M_{SR} é a necessidade estequiométrica de oxigénio, determinada pela composição química dos resíduos a partir da equação seguinte descrita por Matos e Pereira (2003):

$$M_{SR} = \sum_j \left(\frac{ms_j \cdot w_j}{M_j} \right) - \frac{w_{O_2}}{M_{O_2}} - \left\{ \sum_j \left(\frac{ms_j \cdot w'_j}{M_j} \right) - \frac{w'_{O_2}}{M_{O_2}} \right\} \cdot \epsilon_g \quad (3.12)$$

Se z é o excesso de oxigénio, então a necessidade de oxigénio actual $M_A = (z + 1) \times M_{SR}$ e a taxa real de consumo de oxigénio ocorrida no processo de compostagem pode ser determinada por (Neves, 2007):

$$(-R_{O_2})_A = M_A \times \left(-\frac{dm_R}{dt} \right) \quad (3.13)$$

3.2.3 Biodegradabilidade e Grau de Conversão

A biodegradabilidade é uma propriedade de certos materiais orgânicos, com composição em carbono, hidrogénio, oxigénio, azoto e enxofre, que se traduz no potencial de mobilização pelos microrganismos, dando origem a gases simples, tais como, dióxido de carbono (CO_2), água (H_2O), amónia (NH_3) e ácido sulfúrico (H_2S) e sólidos inorgânicos (cinzas).

Um conceito distinto é o de grau de conversão da matéria biodegradável que depende do factor tempo, da temperatura, do teor em oxigénio e da humidade, presença de nutrientes, do tipo de componente e, em situações especiais, da existência de microrganismos adaptados a certos resíduos. Assim, uma mistura de resíduos pode ter comportamentos bastante diferentes do comportamento de cada componente considerado individualmente (Matos et al, 2003).

Na tabela 10 tem-se alguns valores típicos de biodegradabilidade para alguns componentes dos RSU.

Tabela 10 – Valores típicos de biodegradabilidade para alguns componentes dos RSU (Matos et al, 2003)

Componente	SV (bs)	ε_j
Putrescíveis	60	50
Papel	85	20
Plástico	95	2
Têxteis	94	5
Madeira	85	5

O grau de conversão pode ser calculado com base no balanço mássico, por respirometria ou análise da composição do substrato.

O balanço mássico é um procedimento que apenas permite avaliar a extensão da biodegradação de uma mistura de resíduos e não de cada tipo de resíduos; apresenta duas variantes. Assentando na perda total de massa, calcula-se a extensão da biodegradação como sendo o grau de degradação (ε) sofrido pelo material (bssc) até um determinado instante (Matos et al, 2003).

$$\varepsilon = \left(\frac{\text{massa inicial} - \text{massa final}}{\text{massa inicial}} \right)_{bssc} \quad (3.14)$$

3.2.4 Balanço de mássico

O balanço mássico aplicado ao processo de compostagem de resíduos sólidos traduz-se num princípio geral da conservação da massa num reactor ou pilha de compostagem, isto é, a variação massa de resíduo mais ar tem de ser igual à massa final de produto final mais gases simples.

Este balanço permite determinar das necessidades globais de ar necessário à transformação de RSU, para posterior determinação da energia posta em causa. Assim, para além da composição elementar dos reagentes é necessário conhecer a composição dos produtos finais (Matos et al, 2003).

3.2.4.1 Reagentes

3.2.4.1.1 Composição da mistura a compostar

A composição ponderal da mistura a compostar corresponde ao teor ponderal elementar da fracção orgânica, ao teor ponderal de inertes, e à razão mássica de humidade (W_{wR}) do resíduo em base seca. A composição ponderal dos componentes da mistura pode ser estabelecida através da composição elementar ponderal de resíduos que intervêm no processo de compostagem, tais como, bioresíduos e papel. Assim, tem-se como composição elementar ponderal do resíduo em base seca (R) para cada elemento j (C, O, H, N), w_{jR} (kg de elemento j/kg de R em base seca), vem (Matos et al., 2003):

$$w_{CR} \text{ [kg carbono/kg R]}$$

$$w_{HR} \text{ [kg hidrogénio/kg R]}$$

$$w_{OR} \text{ [kg oxigénio/kg R]}$$

$$w_{NR} \text{ [kg nitrogénio/kg R]}$$

$$w_{SR} \text{ [kg enxofre/kg R]}$$

e ainda

$$w_{IR} \text{ [kg inertes/kg R]}$$

$$W_{wR} = w_{wH} / (1 - w_{wH}) \text{ [kg água/kg R]}$$

em que o teor de humidade da mistura H a tratar em base tal e qual, se exprime por w_{wH} [kg água/kg H].

3.2.4.2 Composição do ar de oxidação

Para se proceder ao balanço mássico é necessário conhecer a composição do ar de compostagem, assim admite-se que o ar fornecido ao processo é retirado do meio atmosférico, à temperatura (T) e humidade relativa (HR). A composição do ar (A) por kmol de oxigénio vem que:

$$O_2 = 1 \text{ [kmol } O_2 \text{ /kmol de } O_2 \text{]}$$

$$N_2 = ((1 - y_{O_2A}) / y_{O_2A}) = 3.76 \text{ [kmol de } N_2 \text{ /kmol de } O_2 \text{]}$$

$$\text{H}_2\text{O} = W_{\text{VA}} (1/y_{\text{O}_2\text{A}}) (\sum y_{\text{iA}} M_i)/18 = 7.66 W_{\text{VA}} [\text{kmol de H}_2\text{O/kmol de O}_2]$$

onde

y_{iA} - fracção molar do componente i do ar de compostagem [kmol i /kmol ar seco A]

W_{VA} - razão mássica de vapor no ar de compostagem [kg de H₂O/kg de ar seco A]

$\sum y_{\text{iA}} M_i = 28.96$, $y_{\text{O}_2\text{A}} = 0.21$ e W_{VA} é determinado a partir de da razão de vapor da água de saturação ($P_{\text{v,sat}}$).

3.2.4.2.1 Excesso de ar

Devido à velocidade de transferência de massa ao nível das partículas sólidas e de forma a evitar a formação de bolsas de resíduos em anaerobiose, ar fornecido ao sistema tem como função servir de suporte (gás de arraste) ao vapor de água formado e à libertação de calor. Para que isto aconteça, há necessidade de conduzir esta operação com excesso de ar. (Matos et al, 2003).

Este processo divide-se em dois casos distintos. O primeiro caso tem a ver com a estequiometria da reacção onde o excesso de ar, z , define-se em percentagem como sendo:

$$z = 100 (W_a / W_s - 1) \quad (3.15)$$

em que

W_a [kg O₂ actual/kg mistura R em base seca]

W_s [kg O₂ estequiométrico/kg mistura R em base seca]

No segundo caso, admitindo que o gás sai saturado, a necessidade de ar depende da temperatura do efluente gasoso que se liberta do processo, da humidade inicial presente no resíduo, da humidade no ar atmosférico e do teor em hidrogénio quer do resíduo a compostar quer do composto. A determinação da necessidade de ar nestas circunstâncias passa pela realização do balanço mássico a partir do valor da concentração de vapor de água correspondente à saturação, desde que seja indicada a temperatura dos gases de compostagem (Matos et al, 2003). Pode ser calculado, usando um diagrama psicrométrico como aproximação ou então através da pressão de vapor de saturação como foi referido anteriormente. A pressão de vapor de água é determinada em função da temperatura e pode ser aproximada pela equação:

$$\log_{10} P_{\text{v,sat}} = \frac{a}{T_{\text{ar}}} + b \quad e \quad \frac{P_{\text{v}}}{P_{\text{total}}} = \frac{P_{\text{v}}}{760} = y_{\text{v}} \quad (3.16)$$

onde,

$P_{\text{v,sat}}$ – Pressão de vapor de saturação de água, mmHg

a = constante (-2238 para a água)

b = constante (8,896 para a água)

Sabendo a humidade relativa do ar, a pressão de vapor pode ser estimada por:

$$P_v = (HR) \cdot P_{v,sat} \quad (3.17)$$

Sendo que

$$W_{VA} = \frac{P_{v,sat}}{P_{ar}} \cdot 0,622 \quad \leftrightarrow \quad W_{VA} = \frac{P_v}{P_{ar}} \cdot 0,622 \quad (3.18)$$

3.2.4.2.2 Necessidades estequiométricas de oxigénio

As necessidades estequiométricas de ar do processo de compostagem de um dado material, calculam-se através da seguinte expressão:

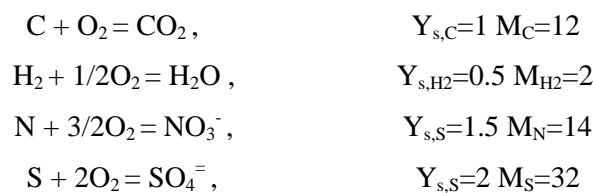
$$W_s = 32 \left[\sum (Y_{s,j} w_{jR} / M_j) - w_{OR}/32 \right] \quad (3.19)$$

com

M_j - Massa molecular de j [kg elemento j/kmol elemento ou composto j]

$Y_{s,j}$ - Consumo estequiométrico de oxigénio [kmoles de O_2 /kmol de elemento ou composto j reagente],

definidas pela necessidade de oxigénio necessário para oxidar o elemento ou composto j, dados por



admitindo-se que o azoto do resíduo a compostar possa dar origem a uma quantidade equivalente de nitrato (em termos de balanço mássico). Em relação ao enxofre, admite-se que a oxidação completa do enxofre orgânico dê origem a sulfatos.

A presença de um produto orgânico final (o composto), significa que nem toda a matéria orgânica foi biodegradada até à forma de gás. Nestas circunstâncias as necessidades estequiométricas de oxigénio da compostagem seriam dadas por

$$W_s = 32 \{ [\Sigma (Y_{s,j} w_{jR} / M_j) - w_{OR}/32] - W_{PR} [\Sigma (Y_{s,j} w_{jP} / M_j) - w_{OP}/32] \} \quad (3.20)$$

em que

w_{jP} – composição elementar do composto [kg elemento j/kg composto P bs]

W_{PR} - razão mássica do composto produzido referido ao resíduo a tratar [kg composto P bs /kg resíduo a tratar R bs].

Naturalmente que W_{PR} está relacionado com ε definido na equação 3.14 a menos dos teores de cinzas do resíduo a tratar e do composto produzido.

3.2.4.3 Produtos

Os produtos provenientes do processo de compostagem são constituídos de um conjunto de substâncias gasosas, que incluem vapor de água e um material sólido, já designado por composto, que retém o conteúdo em inertes sólidos do material a compostar (Matos et al, 2003).

3.2.4.3.1 Composição dos produtos gasosos

Os gases de compostagem que são originados ao longo de todo o processo são basicamente CO_2 , H_2O , O_2 e N_2 , contudo podem apresentar produtos de oxidação incompleta tais como CH_4 , NH_3 e H_2S e ainda ácidos orgânicos simples e aminas (geralmente perceptíveis através do odor). Quando se fala num balanço mássico global ao sistema estes últimos produtos apresentam pouco interesse, devido ao seu grau diminuto de importância a nível de poluente.

3.2.4.3.2 Caracterização do produto final (composto)

O produto final de compostagem é um material biologicamente activo, composto por uma parte inerte (inorgânicos) e por uma parte orgânica de tom castanho-escuro que é tanto mais humificado quanto mais avançado se apresentar em termos de maturação.

Deste modo os termos da composição ponderal do composto em base seca (P) no elemento j, w_{jP} [kg elemento j/kg P em base seca], vem:

w_{CP} [kg carbono/kg P]

w_{HP} [kg hidrogénio/kg P]

w_{OP} [kg oxigénio/kg P]

w_{NP} [kg nitrogénio/kg P]

w_{SP} [kg enxofre/kg P]

e ainda

w_{IP} [kg inertes/kg P]

$W_{WP} = w_{WP}/(1 - w_{WP})$ [kg água/kg P]

em que o teor de humidade do composto em base tal e qual, Q , é expresso por w_{WP} [kg água/kg Q]

Repare-se que os inertes incluem uma fracção inorgânica e uma fracção orgânica não biodegradável (no sentido operacional do termo). Estes inertes passam através do processo de compostagem sem sofrerem alteração da sua composição. Deste modo pode chegar-se à conclusão que a razão mássica do composto produzido referido ao resíduo a tratar [kg composto P bs /kg resíduo a tratar R bs], que designamos por W_{PR} , pode-se determinar-se por:

$$W_{PR} = \frac{\text{Massa produto seco}}{\text{Massa mistura seca}} = \frac{w_{ZR}}{w_{ZP}} \quad (3.21)$$

onde o valor de W_{PR} varia tipicamente entre 0,1 e 0,2. Quando se fala em base tal e qual, é corrente considerar um valor de 50% para a massa de produto final em relação à massa de bioresíduos inicial.

Com tudo isto, a base do cálculo do balanço mássico elementar [kmol elemento ou composto j/kg mistura de resíduos a compostar em base seca], atendendo a que a expressão estequiométrica da reacção de compostagem ao ar atmosférico é (Matos *et al*, 2003):

$$W_a = W_s (1 + z/100) \quad (3.22)$$

é dada por (Matos *et al*, 2003):

- Para o carbono:

$$w_{CR}/12 = n_{CO_2} + n_{CH_4} + W_{PR} [w_{CP}]/12 \quad (3.23)$$

- Para o Hidrogénio:

$$\begin{aligned} w_{HR}/2 + W_{WR}/18 + (W_a/32) W_{VA} (7.66). = n_{H_2O} + n_{H_2S} + 3n_{NH_3}/2 + 2n_{CH_4} + W_{PR} \\ [w_{HP}/2 + W_{WP}/18] \end{aligned} \quad (3.24)$$

- Para o Azoto, (admite-se que as formas orgânicas de azoto são degradadas até à forma amoniacal – NH_3)

$$w_{NR}/28 = n_{NH_3}/2 + W_{PR} [w_{NP}/28] \quad (3.25)$$

pelo que, o azoto molecular entra e sai do processo sem alterações, é dado por

$$(W_a/32) (3.76) = n_{N_2} \quad (3.26)$$

- Para o Oxigénio:

$$w_{OR}/32 + 0.5W_{WR}/18 + (W_a/32) [1 + 0.5W_{VA} (7.66)] = n_{CO_2} + n_{H_2O}/2 + n_{O_2} + n_{SO_2} + W_{PR}[w_{OP}/32 + 0.5W_{WP}/18] \quad (3.27)$$

- Para o Enxofre (e por razões análogas ao azoto orgânico, admite-se que a forma final do enxofre do processo de compostagem seja a forma sulfídrica)

$$w_{SR}/32 = n_{SO_2} + W_{PR} [w_{SP}/32] \quad (3.28)$$

- Para a Cinza,

$$w_{ZR} = W_{PR} \times w_{ZP} \quad (3.29)$$

- Para os Inertes (todo o tipo de material não biodegradável, cinza mais compostos orgânicos não biodegradáveis (refractários))

$$w_{IR} = W_{PR} \times w_{IP} \quad (3.30)$$

3.2.5 *Balanço de energia e água*

Segundo Neves (2007), no processo de compostagem a energia é gerada a partir da oxidação dos resíduos orgânicos biodegradáveis sob a forma de libertação de calor (entalpia de reacção). A energia que entra no sistema de compostagem é proveniente do ar ambiente (calor sensível e latente) e a que sai é através dos gases de combustão (calor sensível e latente e do calor proveniente de reacções associadas à presença reduzida de algumas espécies gasosas, tais como, amónia (NH₃) e ácido sulfúrico (H₂S)). A entalpia acumulada (E_{AC}), no processo de compostagem ao longo do tempo é determinada através de:

$$\frac{dE_{AC}}{dt} = N_I - N_E + N_G - N_U \quad (3.31)$$

Onde,

N_I corresponde à energia que entra na forma de calor sensível e calor latente no sistema e é dada por (Neves, 2007):

$$N_I = (-R_R) \cdot W_{Al} \cdot \left[\bar{c}_{pO_2} + \gamma_{N_2} \cdot \bar{c}_{pN_2} + \gamma_{air} \cdot \zeta \cdot W_{VA} \cdot \bar{c}_{p_v} \right] \cdot (T_1 - T^0) + (-R_R) \cdot W_{Al} \cdot \gamma_{air} \cdot \zeta \cdot W_{VA} \cdot M_{H_2O} \cdot h_{wv} \quad (3.32)$$

sendo T^0 a temperatura de referência e T_1 a temperatura da corrente de arejamento.

N_E é a energia que sai do sistema na forma de calor sensível e latente (Neves, 2007),

$$N_E = (-R_R) \cdot \left[n_{NH_3} \cdot \bar{c}_{p_{NH_3}} + n_{H_2S} \cdot \bar{c}_{p_{H_2S}} + n_{CO_2} \cdot \bar{c}_{p_{CO_2}} + n_{O_2} \cdot \bar{c}_{p_{O_2}} + n_{N_2} \cdot \bar{c}_{p_{N_2}} + n_{H_2O}^v \cdot \bar{c}_{p_v} \right] \cdot (T_2 - T^0) + (-R_R) \cdot n_{H_2O}^v \cdot M_{H_2O} \cdot h_{wv} \quad (3.33)$$

sendo T_2 a temperatura desejada para o material em compostagem, e com:

$$n_{O_2} = z \cdot W_{O_2} \quad n_{N_2} = \gamma_{N_2} \cdot W_{Al} \quad n_{H_2O}^v = W_{Al} \frac{1}{y_{O_2}} W_{VS} \quad W_{VS} = \frac{p_{v,sat}}{p - p_{v,sat}}$$

em que W_{VS} é a razão de saturação do vapor de água no ar seco à pressão atmosférica p ($=1013 \times 10^5$ Pa), e $p_{v,sat}$ é a pressão de vapor de saturação da água calculada através da equação de Clausius-Clapeyron à temperatura efectiva do material em compostagem (T_R), considerando que o gás de combustão está saturado em humidade.

N_G é a energia gerada por oxidação biológica, que é obtida a partir de (Neves, 2007),

$$N_G = (-R_R) \cdot \left[PCI_{resíduo} - \varepsilon_g \cdot PCI_{composto} - n_{NH_3} \cdot M_{NH_3} \cdot PCI_{NH_3} - n_{H_2S} \cdot M_{H_2S} \cdot PCI_{H_2S} \right] \quad (3.34)$$

Finalmente, N_U é a energia perdida por transferência entre a compostagem dos materiais à temperatura T_R e a temperatura ambiente (T_S – considerada constante e igual a 298K) (Neves, 2007).

$$N_U = U \cdot A_R \cdot (T_R - T_S) \quad (3.35)$$

U – Coeficiente de transferência de calor global

A_R – Área de transferência de calor

T_R – Temperatura efectiva do material em compostagem

T_S – Temperatura ambiente

A temperatura de compostagem do resíduo (T_R) pode ser calculada a qualquer momento através da equação seguinte (Neves, 2007):

$$T_R = \frac{E_{AC}}{m_R \cdot (C_{pR} + H_s \cdot c_{pv})} + T^0 \quad (3.36)$$

onde,

$$\overline{cp_R} = 1,48 - 0,64 \cdot w_{zR} , \text{ segundo Keener et al, (1993)} \quad (3.37)$$

É possível estabelecer um papel à água no processo de compostagem, associado ao balanço de massa e energia, através de uma simulação de acumulação de água ocorrida em cada carga de resíduos, e isso está demonstrado na equação seguinte (Neves, 2007):

$$\frac{dm_{AC}}{dt} = (-R_R) \cdot W_{A2} \cdot \gamma_{air} \cdot \zeta \cdot W_{VA} \cdot M_{H_2O} + (-R_R) \cdot n_{H_2O} \cdot M_{H_2O} - (-R_R) \cdot n_{H_2O}^v \cdot M_{H_2O} \quad (3.38)$$

A massa de água acumulada em cada carga de resíduos (m_{AC}) é avaliada a partir do conhecimento da taxa de água contida no ar fornecido ao sistema, e a saída de água está associada aos gases de combustão produzidos no processo de compostagem e a taxa de produção de água através da reacção biológica. A humidade do processo de compostagem do resíduo pode ser calculada em qualquer instante por (Neves, 2007):

$$H_s = \frac{m_{AC}}{m_R} \quad (3.39)$$

Quanto ao calor de reacção dos reagentes ([J/kg mistura R em base seca]), corresponde ao calor de oxidação do resíduo tendo água no estado gasoso como produto, isto é, diz respeito apenas ao PCI da fracção biodegradável do resíduo a tratar por compostagem, embora referido à mistura em base seca, como se pode ver na equação seguinte (Matos *et al.*, 2003).

$$\Delta H_{r, \text{ reagentes}} = \text{PCI}_R \quad (3.40)$$

onde o PCI_R pode ser determinado a partir de

$$\text{PCI}_R = \text{PCS}_R - w_{HR} (21.98 \times 10^6) \quad (3.41)$$

em que PCS_R ou PCI se determina a partir dos PCI dos componentes biodegradáveis da mistura a compostar e da respectiva abundância na mistura.

Neste trabalho, para o cálculo do PCS do resíduo e do composto final foi utilizada a fórmula de Dulong que se encontra em baixo definida

$$PCS \text{ (kJ/kg base seca)} = 10^3 (33.77w_{CR} + 143.8(w_{HR} - 1/8w_{OR}) + 9.42w_{SR}) \quad (3.42)$$

3.2.6 Modelo de compostagem

A característica principal do modelo de compostagem desenvolvido no software $EXTEND^{TM}$ por Neves (2007), é a resolução numérica simultânea das equações diferenciais 3.7, 3.31 e 3.36. A simulação da massa de sólidos em base seca, a variação de energia e a massa de água acumulada para cada carga de resíduos, é o principal objectivo do processo de modelização de compostagem, visto que todas as outras variáveis são avaliadas facilmente, através de um processo de relações simples com estas populações.

O software $EXTEND^{TM}$ é uma ferramenta eficiente de programação para implementar modelos dinâmicos, especialmente no que diz respeito à análise de sensibilidade de diversos parâmetros do modelo. Este software, funciona como um conjunto de blocos interligados entre si, onde são introduzidas as equações anteriormente referidas, de forma a criar um modelo dinâmico do processo de compostagem. Seguidamente, é apresentado uma figura do modelo desenvolvido neste trabalho.

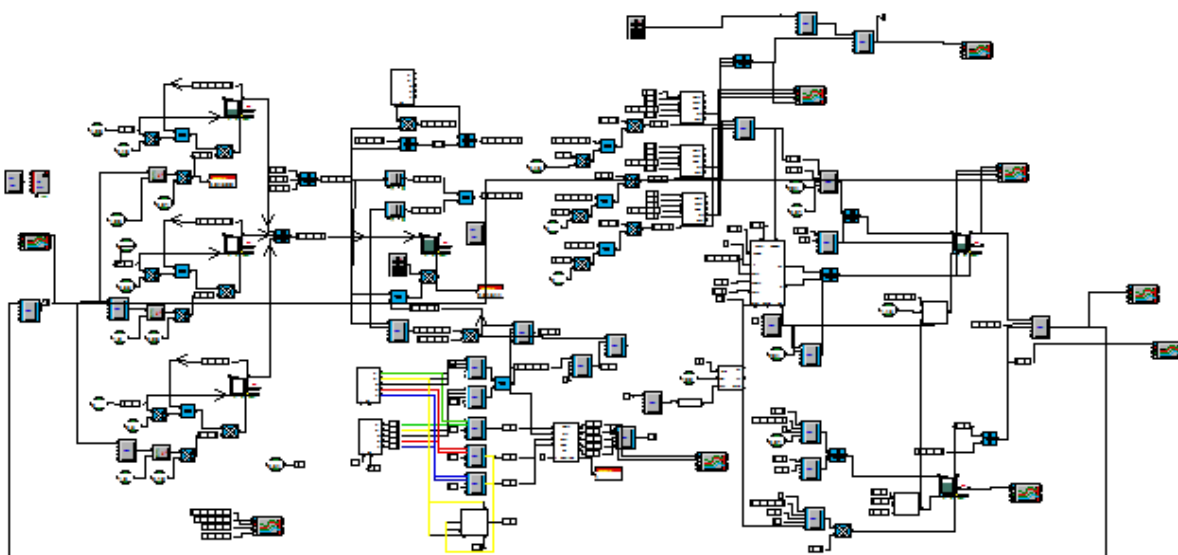


Figura 13 – Aspecto geral do modelo desenvolvido por Neves (2007)

A tabela 11 apresenta as constantes e variáveis utilizadas no modelo de compostagem nos diferentes ensaios, e as suas correspondentes definições e unidades.

Tabela 11 – Constantes e variáveis utilizadas no processo de compostagem para aplicação no modelo

Símbolo	Unidades	Descrição
c_{PR}	$\text{kJ.kg}_R^{-1}.\text{K}^{-1}$	Calor específico médio da mistura de resíduos R
PCI_{R0}	kJ.kg_{R0}^{-1}	Poder calorífico inferior da mistura R_0 em base seca (bs) (baseada na fórmula de Dulong)
PCI_{Re}	kJ.kg_{Re}^{-1}	Poder calorífico inferior da mistura R_e em bs, (baseada na fórmula de Dulong)
ε_g	$\text{kg}_{Re}^{-1}.\text{kg}_{R0}^{-1}$	Rendimento global do processo de compostagem em bs ($=m_{Re}/m_{R0}$)
ζ	$\text{kg}_{air}^{-1}.\text{kg}_{H2O}^{-1}$	$M_{dry\ air}/M_{H2O}$
γ_{N2}	$\text{kmol}_{N2}^{-1}.\text{kmol}_{O2}^{-1}$	y_{N2}/y_{O2} (no ar seco)
γ_{air}	$\text{kmol}_{dry\ air}^{-1}.\text{kg}_{O2}^{-1}$	l/y_{O2} (no ar seco)
W_{VA}	$\text{kg}_{H2O}^{-1}.\text{kg}_{dry\ air}^{-1}$	À temperatura T_1 e humidade relativa de medida no gás de exaustão

Capítulo 4. Material e Métodos

Procurando ir ao encontro dos objectivos estabelecidos para o trabalho, foi necessário estabelecer um conjunto de tarefas com base no uso de vários materiais e métodos analíticos, que se podem resumir nos seguintes tópicos:

- ✓ Conceção e montagem de um compostor.
- ✓ Realização de ensaios de compostagem;
- ✓ Caracterização do resíduo e do material estabilizado no que diz respeito aos teores de humidade, de cinza e azoto;
- ✓ Monitorização da fase gasosa do processo de compostagem ao nível dos teores de CO₂, O₂ e humidade relativa;
- ✓ Monitorização da temperatura e da produção de lixiviado e seu pH ao longo do processo de compostagem.

O presente capítulo apresenta as características do resíduo usado, a instalação laboratorial e a metodologia experimental seguida.

4.1. O Resíduo

O resíduo orgânico utilizado neste estudo é uma mistura heterogénea composta por uma mistura de resíduos biodegradáveis (domésticos) de origem alimentar e de restos de jardim.

Para este estudo, a escolha dos resíduos a utilizar tanto a nível da mistura como das suas proporções, foi baseado nos hábitos alimentares dos habitantes de Aveiro. Os alimentos mais consumidos em maior quantidade pelos habitantes desta cidade são alface, couve, tomate, batata, cenoura, laranja, pepino e mistura de alguns alimentos menos utilizados. Estes alimentos são produtos vendidos ao longo de todo o ano, excluindo-se assim certos tipos de alimentos (fruta ou legumes) que são característicos de uma determinada época do ano apesar de serem consumidos em quantidades notáveis. Também foi usada borra de café que normalmente é utilizada para diminuir os maus cheiros que possam surgir do processo de compostagem e foi também usado um pouco de composto resultante de outro processo de compostagem para acelerar a fase inicial do processo. Quanto aos resíduos utilizados provenientes de restos de jardim, resíduos verdes e frescos muito ricos em azoto, foram usados devido a necessidade de combater alguns problemas que possam surgir associados ao resíduo no início do processo de compostagem, tal como a razão ponderal C/N. Os resíduos de jardim são compostos, na sua maioria, por restos de podas e de relva. Estes resíduos são de grande importância uma vez que fornecem azoto ao sistema e promovem a criação de porosidade na mistura. No último ensaio foi introduzido papel, uma vez que ao longo dos

ensaios anteriores se verificou que a produção de lixiviado era muito elevado e assim o papel iria permitir que a mistura se torna-se mais seca pois este é um bom absorvente. Para se ter noção do tipo de mistura que se preparou pode-se ver a figura seguinte, que mostra o aspecto final do resíduo fresco que foi utilizado para encher o compostor.



Figura 14 – Mistura de resíduo a introduzir no compostor

Para o cálculo da massa de resíduo a introduzir de forma a que o compostor fica-se com 80% da sua capacidade e a quantidade de resíduo fresco, tomou-se como valor para a massa volúmica do resíduo a colocar igual a $0,287 \text{ kg/dm}^3$, determinada experimentalmente, o que resulta uma massa igual a 20,6 kg, como se pode constatar na tabela 12. Alguns valores apresentados nesta tabela vão ser justificados mais a frente no ponto 4.2.

Tabela 12 – Dados importantes para o cálculo da massa a introduzir no compostor

$L_{\text{compostor}} [\text{dm}]$	7,5
$\phi_{\text{compostor}} [\text{dm}]$	3,9
$V_{\text{compostor total}} [\text{dm}^3]$	89,6
$V_{\text{compostor 80\%}} [\text{dm}^3]$	71,7
$M_{\text{total da mistura}} [\text{kg}]$	20,6

Assim sendo, nas duas tabelas seguintes vai ser feita a descrição da composição da mistura nos dois primeiros ensaios realizados neste trabalho, uma vez que as misturas eram feitas consoante a disponibilidade dos resíduos em causa:

Tabela 13 – Composição da mistura usada no Ensaio 1

Componente	m _{componente a usar} [kg, btq]	w _{iH}
Alface	1,50	0,07
Tomate	2,10	0,10
Cenoura	1,75	0,08
Couve	2,55	0,12
Laranja	2,35	0,11
Batata	1,60	0,08
Podas	2,15	0,10
Pepino	1,00	0,05
Relva	2,15	0,10
Composto	0,45	0,02
Cascas	2,10	0,10
Borra de café	0,90	0,04
Total	20,60	1,00

Tabela 14 – Composição da mistura usada no Ensaio 2

Componente	m _{componente a usar} [kg, btq]	w _{iH}
Alface	1,61	0,08
Tomate	1,30	0,06
Pepino	0,70	0,03
Cenoura	1,70	0,08
Couve	1,90	0,09
Laranja	1,39	0,07
Batata	7,00	0,34
Podas	1,50	0,07
Relva	1,50	0,07
Cascas	1,04	0,05
Composto	0,46	0,02
Borra de café	0,50	0,02
Total	20,60	1,00

Para o terceiro ensaio, aproveitou-se o facto do resíduo estabilizado proveniente do segundo ensaio se manter dentro do compostor e começou-se a introduzir diariamente resíduo fresco durante aproximadamente 94 dias. Como vai ser descrito mais a frente, dimensionou-se um compostor doméstico para uma família de 5 pessoas, e verificou-se que em média numa casa nestas condições eram produzidos cerca de 2,39L de resíduo doméstico por dia. Assim, para saber a massa de cada componente a adicionar por dia, procedeu-se da mesma forma como foi explicado anteriormente, com a percentagem obtida de cada componente. Fez-se os cálculos para este novo volume de mistura e os resultados obtidos foram os seguintes, como estão descritos na próxima tabela:

Tabela 15 – Composição da mistura usada no Ensaio 3

Componente	M _{componente a usar} [kg, btq]	w _{ih}
Alface	0,071	0,10
Tomate	0,043	0,06
Pepino	0,023	0,03
Cenoura	0,050	0,07
Couve	0,081	0,12
Laranja	0,046	0,07
Batata	0,183	0,27
Papel	0,043	0,06
Podas	0,055	0,08
Relva	0,055	0,08
Composto	0,015	0,02
Borra de café	0,017	0,02
Total	0,683	1,00

4.2. Instalação laboratorial

A instalação experimental consistiu num compostor e num conjunto de vários instrumentos de análise, nomeadamente:

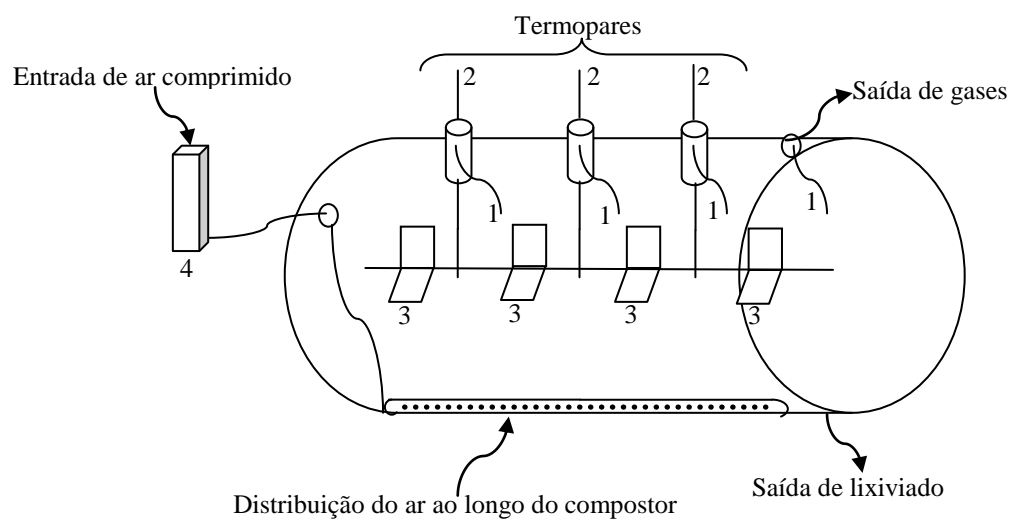
- unidade de monitorização de gases, formada por um analisador de CO₂, um analisador de O₂, um conjunto de 5 electroválvulas, uma bomba de membrana, um caudalímetro, 6 temporizadores e um sensor de humidade relativa;
- unidade de monitorização de temperatura constituída por dois medidores da marca Testo com data logger e com 4 termopares tipo K acoplados.

O compostor piloto consistiu num reactor com revolvimento periódico concebido para tratar uma mistura de resíduos domésticos (fracção biodegradável dos RSU) em pequena escala, concebido de forma a avaliar o desempenho das unidades de pequena dimensão, aplicadas a compostagem doméstica numa habitação. Com a operação desse compostor, vai-se proceder à sua monitorização, relativamente aos parâmetros de que influenciam o processo de compostagem.

Dimensionou-se o compostor tendo em conta uma habitação com 5 pessoas, que corresponde a um sistema de pequena escala. Para a criação do compostor utilizou-se um tubo de PVC com um diâmetro de 39 cm e de altura 75 cm, esquematizado na figura 15 e 16 e com as seguintes características:

- Posicionado horizontalmente e apoiado num suporte munido de rodas, tornando possível a sua rotação e proporcionando o revolvimento do seu conteúdo.
- Sistema fechado com tampas nas extremidades do cilindro, uma de alimentação e outra de descarga.
- No interior foram fixas umas pás, devidamente espaçadas, de forma a facilitar o revolvimento do material e o seu deslocamento até à descarga.
- Ao longo do cilindro de PVC foram inseridos três portos de amostragem para a colocação das sondas de temperatura (termopares) de maneira a monitorizar esse parâmetro ao longo do processo, bem como, para a colocação de sondas para proceder à amostragem da fase gasosa e subsequente análise. As sondas têm de comprimento aproximadamente $\frac{3}{4}$ do diâmetro do cilindro.
- A posição horizontal apresenta uma ligeira pendente no sentido da descarga para proporcionar a extracção do composto e para que não houvesse acumulação do lixiviado gerado ao longo do processo. Esse lixiviado era retirado do sistema através de uma torneira colocada externamente e na extremidade da descarga do compostor.
- Internamente, na base do cilindro e em todo o seu comprimento foi fixado um tubo (também de PVC, $\phi_{int}= 20\text{mm}$) para injeção de ar comprimido com caudal controlado. Sobre este dispositivo colocou-se uma rede de suporte ao material sólido.
- O sistema foi isolado termicamente com cortiça, com espuma de elastómero (poliuretano) de nome “*Kaimannflex*”, e uma película prateada de forma a proteger o isolante usado (figura 18).

A figura 17 apresenta uma visão geral da montagem experimental.



Legenda:

- 1 – Saída para monitorização do CO₂
- 2 – Monitorização da temperatura interna
- 3 – Pás
- 4 – Caudalímetro

Figura 15 – Representação esquemática interna do compostor

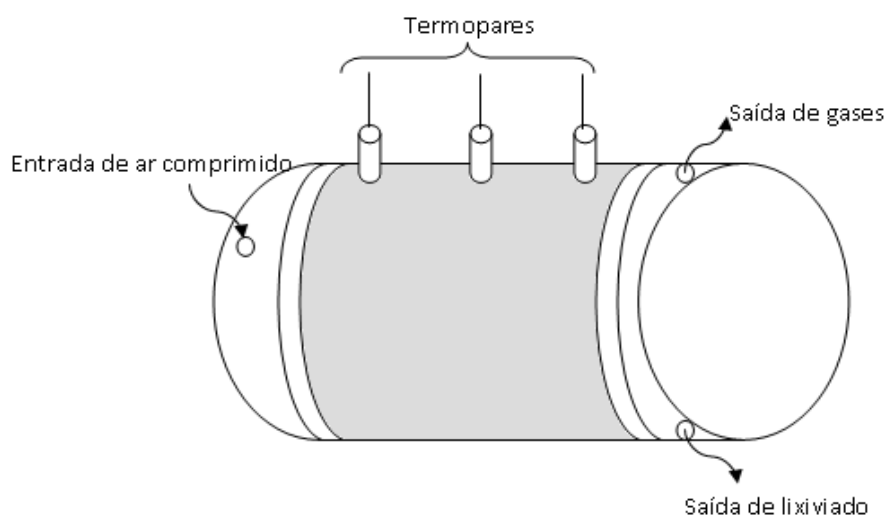


Figura 16 - Representação esquemática do exterior do compostor



Figura 17 – Algumas fotografias do sistema de compostagem dimensionado



Figura 18 – Fotografia do compostor com isolamento

A uma unidade de monitorização de gases permite seguir a evolução do teor de CO_2 ao longo do processo, em diferentes pontos do compostor. Para que isso seja possível essa unidade é composta

por um conjunto de electroválvulas que estão ligadas a temporizadores de forma a medir essa concentração alternadamente. A amostra que é extraída do compostor com a ajuda de uma bomba, que também se encontra ligada a um temporizador, passa por sílica gel de forma a remover o máximo de humidade para não danificar os instrumentos. Posteriormente, entra no caudalímetro munido com uma válvula de agulha para que caudal de amostra seja controlado para 0,5 L/min, antes de entrar no analisador de CO_2 e este efectuar esse registo (figura 19). O analisador de CO_2 é de IV da marca Vaisala- M170 com armazenamento de dados.

Os temporizadores foram programados estabelecendo-se a que a leitura da concentração de CO_2 era feita de 6 em 6 horas em cada ponto de amostragem, aspirando a amostra durante 10 min de forma a que o valor de concentração de CO_2 estabilizasse. O temporizador correspondente à electroválvula que extraí o ar ambiente para limpar o sistema estava programado para ligar de hora e meia em hora e meia hora e ficava ligado durante 10 minutos. Relativamente à programação da bomba esta desligava-se durante 10 minutos de 2 em 2 horas de forma a não estar continuamente ligada, pois poderia danificar-se. A leitura da concentração de O_2 só era efectuada diariamente no ponto de saída do compostor e era feita manualmente, não tinha qualquer programador nem registo automático, utilizando um analisador paramagnético, SIGNAL - 8000. A figura 19 representa esquematicamente a unidade de monitorização.

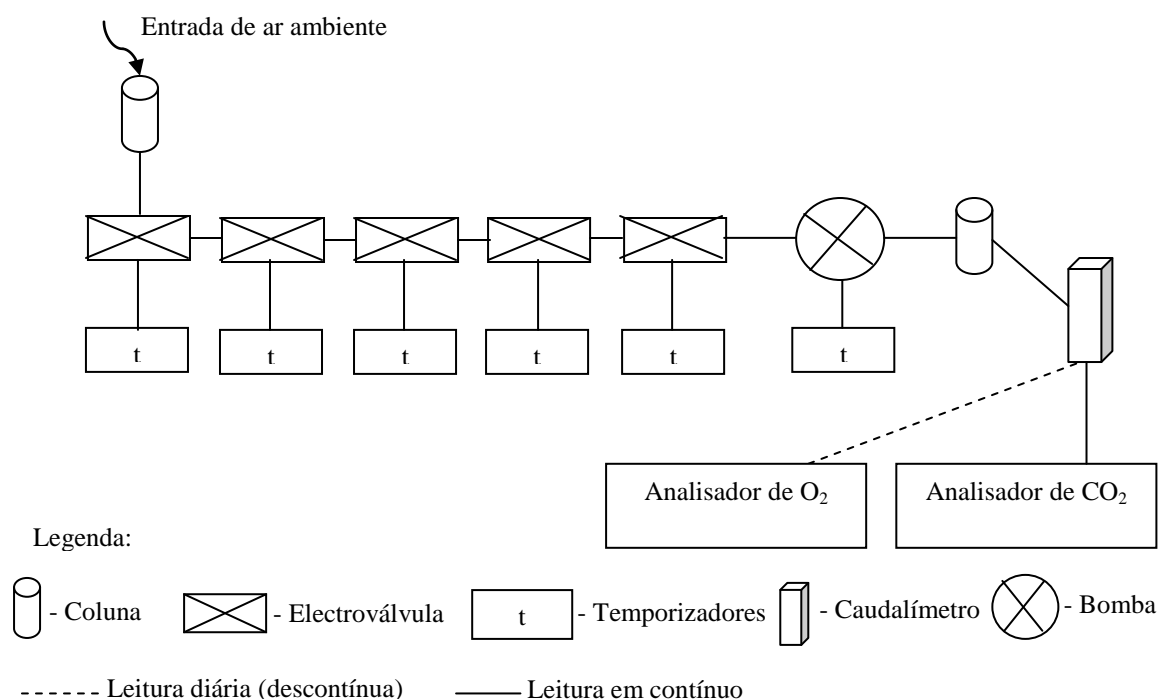


Figura 19 – Representação esquemática da unidade de monitorização de CO_2

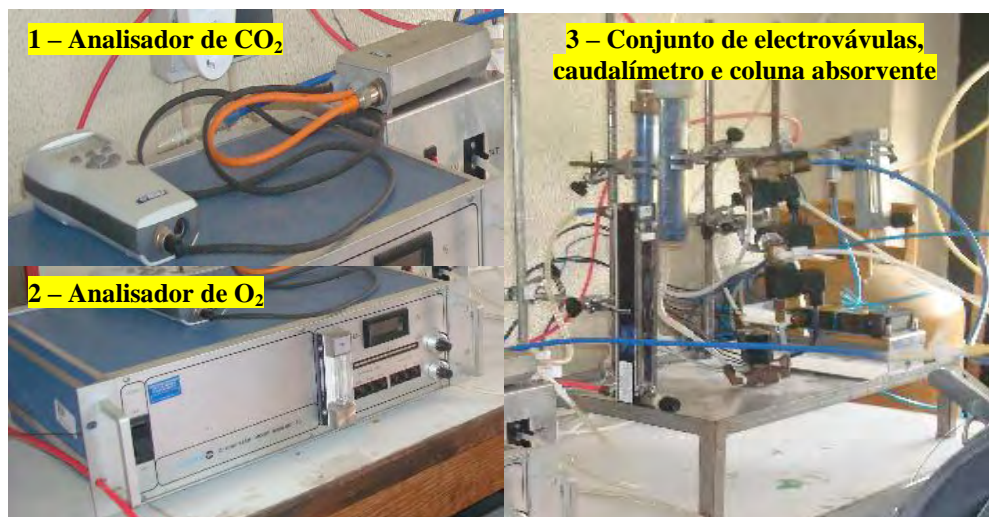


Figura 20 – Imagens dos aparelhos utilizados

A unidade de monitorização térmica consta de 4 termopares do tipo K, que fazem leituras de temperatura de uma em uma hora de acordo com a programação feita no medidor de registo automático *Testo 175 – T3* (dois medidores). Um dos termopares encontra-se colocado à superfície do compostor logo a seguir ao isolamento térmico de forma a medir a temperatura de superfície e os outros três encontram-se colocados a $\frac{3}{4}$ da altura nos três portos equidistantes do compostor, de forma a medir a temperatura no seu interior em pontos diferentes de amostragem. Isso pode ser observado na figura 15.

Finalmente, para se monitorizar a humidade de entrada de ar e de saída de gás do compostor foi utilizado um analisador de humidade, que era ligado diariamente de forma a monitorizar este parâmetro.

4.3. Metodologia

Após a concepção do compostor e sua montagem, realizaram-se três ensaios de compostagem obedecendo a um plano experimental, permitindo gerar resultados para validar o modelo de compostagem apresentado na secção 3.2.

4.3.1 Plano Experimental

Realizaram-se três ensaios experimentais que se podem dividir duas fases diferentes. Numa primeira fase, isto é, para os dois primeiros ensaios, o reactor operou de modo descontínuo e uma segunda fase funcionou de modo intermitente com alimentação diária e extracção semanal de composto.

Na primeira fase os dois ensaios distinguiram-se somente pela diferente mistura inicial de resíduos e em cada um deles procedeu-se ao enchimento do compostor com uma mistura heterogénea de material biodegradável até cerca de 80% da sua capacidade. Foram feitas análises prévias para saber o teor em humidade, teor em sólidos voláteis, cinzas, azoto de Kjeldhal e azoto amoniacal de forma a caracterizar a mistura a inicial. De dois em dois dias o compostor era rodado para revolver o material em degradação. No final dos ensaios foram realizadas as mesmas análises sobre o material final.

Quanto á segunda fase da experiencial laboratorial, último ensaio, não se procedeu ao enchimento do compostor, uma vez que se aproveitou o material que ainda se encontrava em processo de compostagem do segundo ensaio e começou-se a introduzir diariamente resíduo fresco. A composição da mistura a introduzir diariamente foi alterada, uma vez que neste ensaio se colocou papel absorvente de cozinha. Fizeram-se as mesmas análises á mistura inicial de forma a caracteriza-la.

Em ambos os casos, foi controlado o caudal de alimentação que variou ao longo do processo de forma a satisfazer as necessidades requeridas pelo sistema. Foi monitorizada a temperatura e a concentração de CO₂ nos diferentes portos de amostragem do reactor, registou-se diariamente o teor de humidade à entrada e á saída do compostor, e avaliou-se o valor da concentração de O₂ à saída do compostor. Também se procedeu à retirada de lixiviado oriundo do processo de compostagem e fez-se análise ao pH.

Quanto ao composto final obtido a partir do processo em causa, avaliou-se a qualidade do composto através de ensaios de fitotoxicidade realizando ensaio de vaso.

4.3.2 Monitorização da Fase Gasosa

O caudal de ar de saída foi monitorizado ao longo do processo através de um medidor de fluxo mássico (Alborg) na escala de 0-5 dm³.min⁻¹ nas condições PTN, sendo avaliada em intervalos de 6h a evolução da concentração de CO₂ em cada ponto de amostragem através do medidor datalogger da Vaisalla, diariamente foi avaliada a evolução da concentração de O₂ e da humidade relativa do gás biológico à saída. A evolução da temperatura foi registada em intervalos de 1h através dos medidores data logger da Testo em cada ponto de amostragem.

4.3.3 Análise da Fase Sólida

A amostragem de sólidos exige uma abordagem mais rigorosa e mais sistemática do que a amostragem usada nos gases e líquidos. Assim, a amostragem de sólidos torna-se uma tarefa muito desafiadora para quem está a analisar, uma vez que a amostra corresponde a uma mistura bastante

heterogénea e pequenas variações na posição podem ser significativos. A colecta de uma amostra representativa da mistura é uma tarefa extremamente difícil, e por sua vez a amostragem é geralmente a maior fonte de erro na preparação da amostra para análise (Mendham *et al*, 2002).

Assim, para se proceder a amostragem nos ensaios efectuados, foi necessário analisar uma pequena amostra da mistura inicial, devidamente misturada, e para a análise da mistura final, o composto, foi necessário abrir o reactor e retirar uma amostra representativa.

Optou-se por não realizar amostragens durante a fase de degradação para não perturbar o sistema, que poderia reflectir-se nos resultados de monitorização da fase gasosa e da temperatura.

As amostras retiradas de cada ensaio, tanto da mistura inicial como da mistura final foram secas, moídas e armazenadas para posteriores análises aos lípidos, cinzas, sólidos voláteis, proteína bruta, azoto amoniacal, azoto de Kjeldhal e humidade.

Para a medição da temperatura ao longo do processo, foram usados termopares do tipo K colocados no compostor até três quartos de profundidade, a fim de monitorizar a temperatura em três pontos distintos ao longo do reactor, um no início, outro a meio, e um no final. Também, a temperatura à superfície do compostor foi medida através de outro termopar do tipo K e a temperatura do ar ambiente foi determinada através de um termómetro de mercúrio.

Quanto à fase sólida, na tabela 16 estão expostos os parâmetros e as técnicas usadas ao longo do ensaio.

Tabela 16 – Parâmetros e técnicas de análise da fase sólida

Parâmetro	Técnica de Análise	Norma
Massa Total	Pesagem numa balança digital ($\pm 0,01\text{g}$)	
Humidade, w_{WH}	Secagem do material na estufa a 60°C durante 24h e depois a 100°C durante 2h	American Society for Testing and Materials (1984) excepto o tempo de 3h
Sólidos Voláteis, w_{SVR}	Incineração do material a 600°C durante 3h (3 réplicas)	
Azoto Kjeldhal	<p>Digestão ácida e destilação em meio alcalino de 1g de amostra seca e moída (1mm) (3 réplicas)</p> $N[\%] = \frac{(A - B) \times 0,014}{C} \times 100$ <p>A – volume de HCl, em mL gasto na titulação da amostra B – volume de HCl, em mL gasto na titulação do branco C – massa de amostra, em grama, em base seca N – normalidade do HCl</p>	Nota de Aplicação AN16/79 da Tecator
Azoto Amoniacal	Destilação em meio alcalino de 1g de amostra seca e moída (1mm) (3 réplicas)	
Azoto orgânico	Diferença entre o teor de Azoto Kjeldhal e o teor de Azoto Amoniacal	
Proteína Bruta	Multiplicação do azoto orgânico pelo factor $6,25^1$	
Lípidos	Extracção com éter e gravimetria de uma amostra seca e moída (1mm) de 3g	Método Soxhlet numa unidade Soxtec da Tecator

¹Valor retirado do livro Analytical Chemistry of Foods de James (1995), para uma mistura de materiais orgânicos, para determinação da Proteína Bruta.

Capítulo 5. Resultados

As tarefas realizadas no decorrer do trabalho permitiram obter resultados relativos aos ensaios de compostagem, utilizando o compostor doméstico projectado e seguidamente utilizar essa informação para comparar com os resultados da aplicação dum modelo de compostagem dinâmica.

5.1. Apresentação e Discussão dos Resultados Obtidos Experimentalmente

Neste subcapítulo procede-se à apresentação dos resultados obtidos experimentalmente em cada ensaio e posterior discussão dos mesmos. Numa primeira fase faz-se a caracterização da mistura de resíduos biodegradáveis a introduzir no compostor e numa fase seguinte procede-se à apresentação dos resultados da monitorização dos parâmetros que influenciam o processo de compostagem em cada ensaio experimental efectuado.

5.1.1 *Caracterização da mistura*

Para caracterizar a amostra inicial de cada ensaio foram efectuadas análises a diferentes parâmetros, como está discriminado nas tabelas seguintes, de acordo com as técnicas referenciadas na tabela 16. Todos os parâmetros foram determinados em cada ensaio e verificou-se que não existia uma grande variação entre esses valores.

A mistura de resíduos orgânicos biodegradáveis nos dois primeiros ensaios é composta por casca de batata, cenoura, pepino, tomate, laranja, alface, couve, relva, podas, borra de café e composto obtido de outro processo de compostagem. Quanto ao terceiro ensaio a mistura é a mesma mas foi introduzido papel absorvente de cozinha. A mistura em causa é uma massa heterogénea multicolor, com um odor bastante agradável pois era uma mistura do cheiro da borra de café com o cheiro intenso da casca de laranja. Devido à sua composição apresenta um bom grau de porosidade (figura 21).



Figura 21 - Mistura orgânica utilizada neste trabalho

A humidade que a mistura em causa apresenta é naturalmente favorável ao processo de compostagem, pelo que não foi necessário adicionar água ao início do processo de forma a ajustar esse valor. Nas tabelas seguintes encontram-se os valores obtidos experimentalmente, para cada um dos ensaios efectuados, dos parâmetros analisados para uma correcta caracterização da mistura.

Tabela 17 – Caracterização da mistura inicial do Ensaio 1

Parâmetros		Valor
Massa _{inicial} [kg bs]		4,87
Humidade, w _{WH} [% m/m, btq]		76,38
Sólidos Voláteis, w _{SVR} [% m/m, bs]		91,54
Cinzas, w _{ZR} [% m/m, bs]		8,46
Azoto de Kjeldhal, w _{NR} [% m/m, bs]		1,18
Azoto amoniacal [% m/m, bs]		0,11
Proteínas [% m/m, bs]		6,70
Razão C:N		32,53
Composição Elementar [% m/m, bssc]	C	40,66
	H	5,86
	O	43,69
	N	1,25

Tabela 18 – Caracterização da mistura inicial do Ensaio 2

Parâmetros		Valor
Massa _{inicial} [kg bs]		4,37
Humidade, w _{WH} [% m/m, btq]		78,75
Sólidos Voláteis, w _{SVR} [% m/m, bs]		93,25
Cinzas, w _{ZR} [% m/m, bs]		6,750
Azoto de Kjeldhal, w _{NR} [% m/m, bs]		1,61
Azoto amoniacal [% m/m, bs]		0,11
Proteínas [% m/m, bs]		9,37
Razão C:N		23,48
Composição Elementar [% m/m, bssc]	C	41,09
	H	5,97
	O	44,35
	N	1,75

Tabela 19 – Caracterização da mistura inicial do Ensaio 3

Parâmetros		Valor
Massa _{inicial} [kg bs]		0,139
Humidade, w _{WH} [% m/m, btq]		79,77
Sólidos Voláteis, w _{SVR} [% m/m, bs]		91,79
Cinzas, w _{ZR} [% m/m, bs]		8,21
Azoto de Kjeldhal, w _{NR} [% m/m, bs]		1,30
Azoto amoniacal [% m/m, bs]		0,07
Proteínas [% m/m, bs]		8,13
Razão C:N		26,71
Composição Elementar [% m/m, bssc]	C	40,60
	H	5,88
	O	43,72
	N	1,52

5.1.2 Monitorização dos ensaios de Compostagem

Neste subcapítulo vai proceder-se à apresentação dos resultados dos parâmetros monitorizados ao longo do processo de compostagem acompanhada da discussão dos valores obtidos. Nos ensaios efectuados o tempo de reacção foi diferente, isto é, o Ensaio 1 durou aproximadamente 26 dias, para o Ensaio 2 o tempo foi de cerca de 21 dias e finalmente o Ensaio 3 foi monitorizado, a nível de todos os parâmetros, cerca 27 dias e a temperatura neste ensaio foi monitorizada ao longo de 94 dias uma vez que ainda se continuou a alimentação diária do compostor, pretendendo-se verificar como é que este parâmetro evoluía no sentido de-se atingir o estado estacionário.

5.1.2.1 Variação do teor em CO_2 e O_2 no gás de exaustão

A figura 22 expõe as representações gráficas do teor em CO_2 ao longo de todo o processo, monitorizado continuamente, mediante o tempo de execução de cada ensaio. Na figura 23 contempla o teor em CO_2 e O_2 no gás de exaustão e o caudal de ar de alimentação, medidos de modo descontínuo, diariamente, para os diferentes ensaios efectuados.

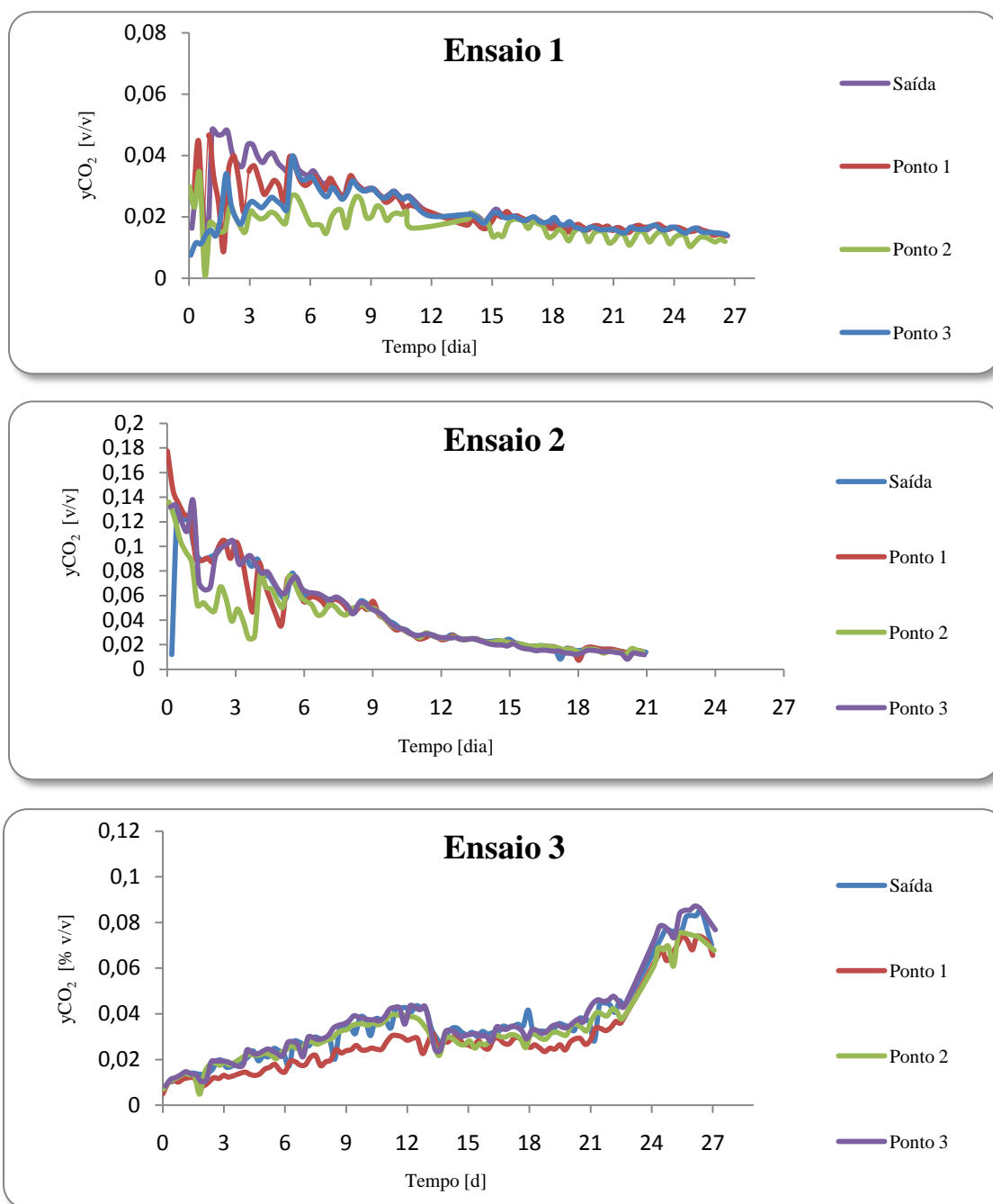


Figura 22 – Variação do teor de CO_2 ao longo do tempo de processamento nos ensaios 1, 2 e 3

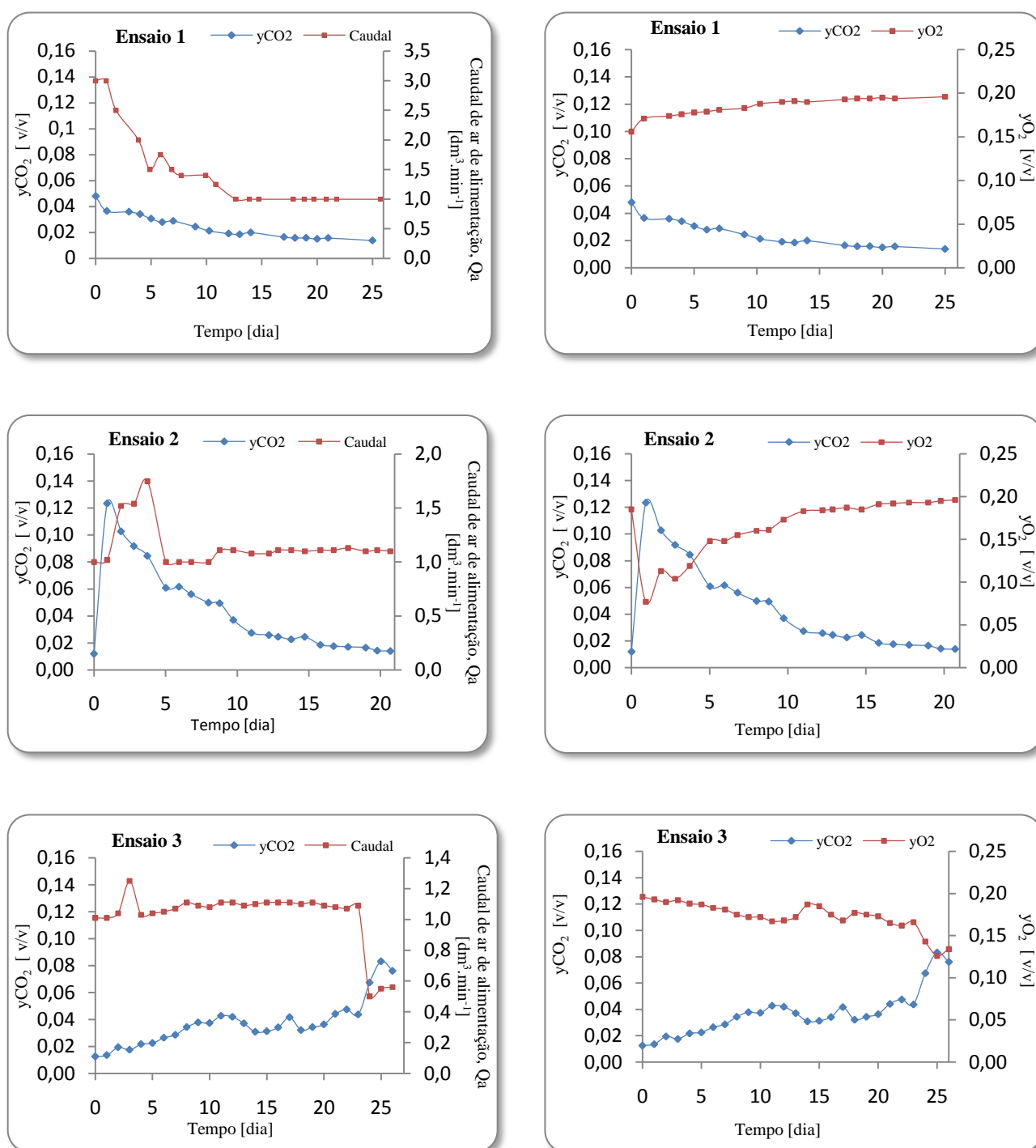


Figura 23 – Variação do teor de CO₂ no gás de exaustão e do caudal de alimentação do lado esquerdo da figura e do lado direito Variação de CO₂ e O₂ no gás de exaustão ao longo do processo de compostagem nos três Ensaio

Na figura 23 pode-se verificar que nos três ensaios efectuados o teor de CO₂ é inversamente proporcional ao caudal de ar de alimentação fornecido, isto é, quanto mais elevado é o caudal mais baixo é o teor em CO₂ no processo. É de realçar que se fez variar o caudal de ar de

alimentação nos três ensaios ao longo do processo consoante a necessidade biológica imposta pelo sistema, uma vez que se pretendia evitar o problema de anaerobiose que é provocado pelo aumento da intensidade de reacção biológica e a deficiência de oxigénio. Então, quando se verificava um aumento do teor de CO_2 e diminuição do teor de O_2 aumentava-se o caudal de alimentação e de modo semelhante se a intensidade diminui-se o caudal também era diminuído de forma a que o teor de O_2 no gás de exaustão não fosse menor a 12% (v/v).

Através da análise dos gráficos do lado esquerdo da figura 23 para o Ensaio 1 e para o Ensaio 2, verifica-se que nos primeiros dias houve uma grande intensidade de reacção biológica e isso constata-se com base nos valores obtidos para o teor em CO_2 , o que significa que nesses primeiros instantes houve uma degradação acentuada da matéria orgânica facilmente degradável. No Ensaio 1 encontra-se um máximo em teor de CO_2 na casa dos 5,0% (v/v) e para o Ensaio 2 de cerca de 13% (v/v). Para este último ensaio como o teor em CO_2 era elevado foi necessário aumentar o caudal de forma a que esse valor baixasse, uma vez que se corria o risco de o sistema entrar num processo de anaerobiose.

Constata-se ao longo do processo de compostagem dos dois primeiros ensaios que no final de mais ou menos 15 dias o teor em CO_2 começa a estabilizar tendendo para um valor residual de cerca 1% (v/v) o que significa que a intensidade de reacção biológica diminuí, o que quer dizer que começou a haver escassez de matéria facilmente biodegradável, no entanto mantém-se alguma actividade microbiológica. Verifica-se também que durante todo o processo existe oscilações no teor de CO_2 que podem ter sido provocadas pelo revolvimento da matéria em compostagem o que permitiu incorporação de O_2 (oxigenação do material em degradação).

Quanto ao Ensaio 3, a evolução do teor de CO_2 foi diferente dos dois primeiros ensaios uma vez que as condições operacionais não eram as mesmas. Neste ensaio houve aproveitamento da matéria compostada do segundo ensaio, daí o teor de CO_2 inicialmente ser baixo, e começou-se a introduzir resíduo fresco diariamente (alimentação contínua) e a extrair semanalmente a matéria compostada, substituindo material estabilizado por material fresco. Assim, verifica-se que houve um aumento do teor de CO_2 ao longo de todo o ensaio atingindo um máximo por volta dos 9,0% (v/v) ao final de 25 dias, começando a descer até ao final do ensaio.

Em relação aos gráficos que se encontram à direita da figura 23, verifica-se que existe uma relação entre o teor de CO_2 e o teor de O_2 , isto é, complementam-se. Na degradação aeróbia da maioria dos substratos orgânicos por cada mol de O_2 consumida à libertação de uma mol de CO_2 . O analisador de O_2 foi calibrado para o ar ambiente onde a taxa de O_2 é de 21% (v/v), e constata-se que nos três ensaios que quando o teor de CO_2 aumentava, o teor em O_2 diminuía devido ao consumo deste último para promover a degradação da matéria facilmente degradável.

5.1.2.2 Evolução da Temperatura

As representações gráficas seguintes mostram a evolução da temperatura ao longo do tempo de processamento da experiência laboratorial.

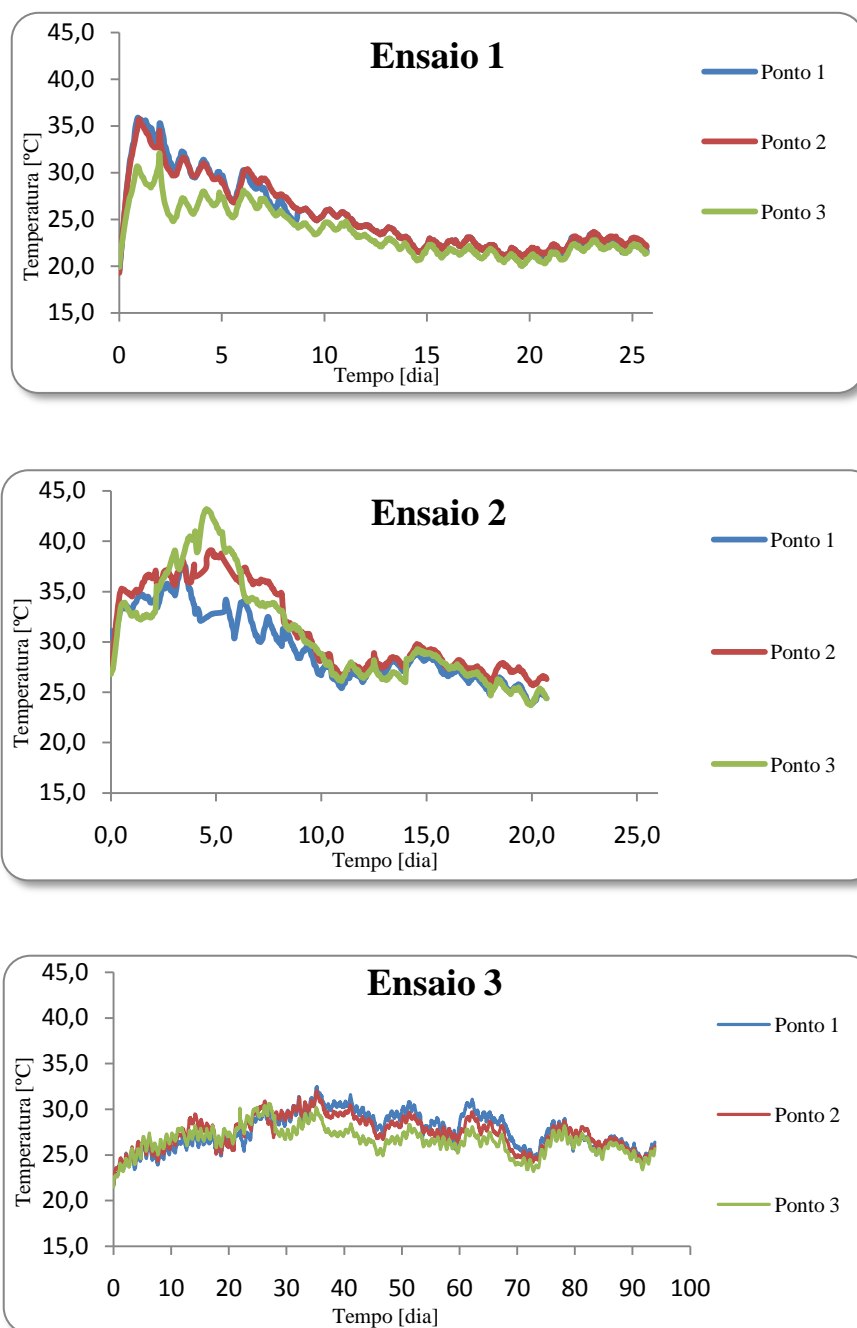


Figura 24 – Variação da Temperatura em cada ensaio ao longo do processo de compostagem

A temperatura é um parâmetro crucial no controlo do processo de compostagem sendo considerado o mais crítico devido à sua influência nas taxas metabólicas e na estrutura da população microbiana (Marques, 2008).

Como já foi mencionado anteriormente no capítulo 2, o processo de compostagem tem três fases distintas, tais como, a fase mesófila, a fase termófila e a fase de arrefecimento. A fase mesófila (0-49°C) não é uma fase crítica em relação à temperatura, uma vez que promove o crescimento e a multiplicação dos microrganismos que levam à fase termófila (50-60°C).

Num processo de compostagem é imprescindível controlar a temperatura, uma vez que temperaturas muito elevadas impedem ou atrasam o crescimento da grande maioria dos microrganismos presentes, provocando assim uma diminuição da decomposição da matéria orgânica, a que se chama suicídio microbiano.

Nos ensaios efectuados não se verifica isso, uma vez que a temperatura máxima atingida no Ensaio 1 foi de aproximadamente 36°C e no Ensaio 2 de cerca de 38°C, o que significa que não se atingiu a fase termófila onde a maioria dos agentes patogénicos são eliminados. Assim, nestes ensaios permaneceu-se na fase mesófila. Estas temperaturas baixas podem estar ligadas ao mau isolamento térmico do compostor ou do próprio material em que este foi construído, o que significa que provavelmente houve perdas de calor ao longo de todo o processo de compostagem.

Como era de se esperar, verifica-se que é nos primeiros dias que existe uma grande intensidade de reacção biológica, o que implica uma maior degradação da matéria orgânica até se atingir o pico de temperatura e depois como já não existe grande disponibilidade de matéria orgânica facilmente degradável a temperatura vai diminuindo entrando na fase de arrefecimento até estabilizar.

Quanto ao Ensaio 3, a temperatura vai aumentado ligeiramente devido ao facto de o compostor conter já matéria orgânica em fase final de compostagem, proveniente do segundo ensaio, apesar de ser introduzido diariamente resíduo fresco e de semanalmente haver extracção de matéria já compostada. Uma das razões para que a temperatura não aumente rapidamente é o facto de na introdução e extracção de matéria ser necessário proceder à abertura do compostor e onde se perdia provavelmente algum calor. Neste ensaio a temperatura máxima atingida foi de cerca de 34°C, que significa que o processo de compostagem decorreu na fase mesófila. As ligeiras oscilações da temperatura verificadas nos três pontos correspondem ao momento em que houve introdução de resíduo fresco no compostor após revolvimento do mesmo.

5.1.2.3 Humidade Relativa e Temperatura do gás de exaustão e do ar de alimentação

A humidade é um dos parâmetros monitorizados ao longo do processo de compostagem dos três ensaios executados (figura 25), para diferentes tempos de execução, uma vez que está directamente ligado ao metabolismo dos organismos.

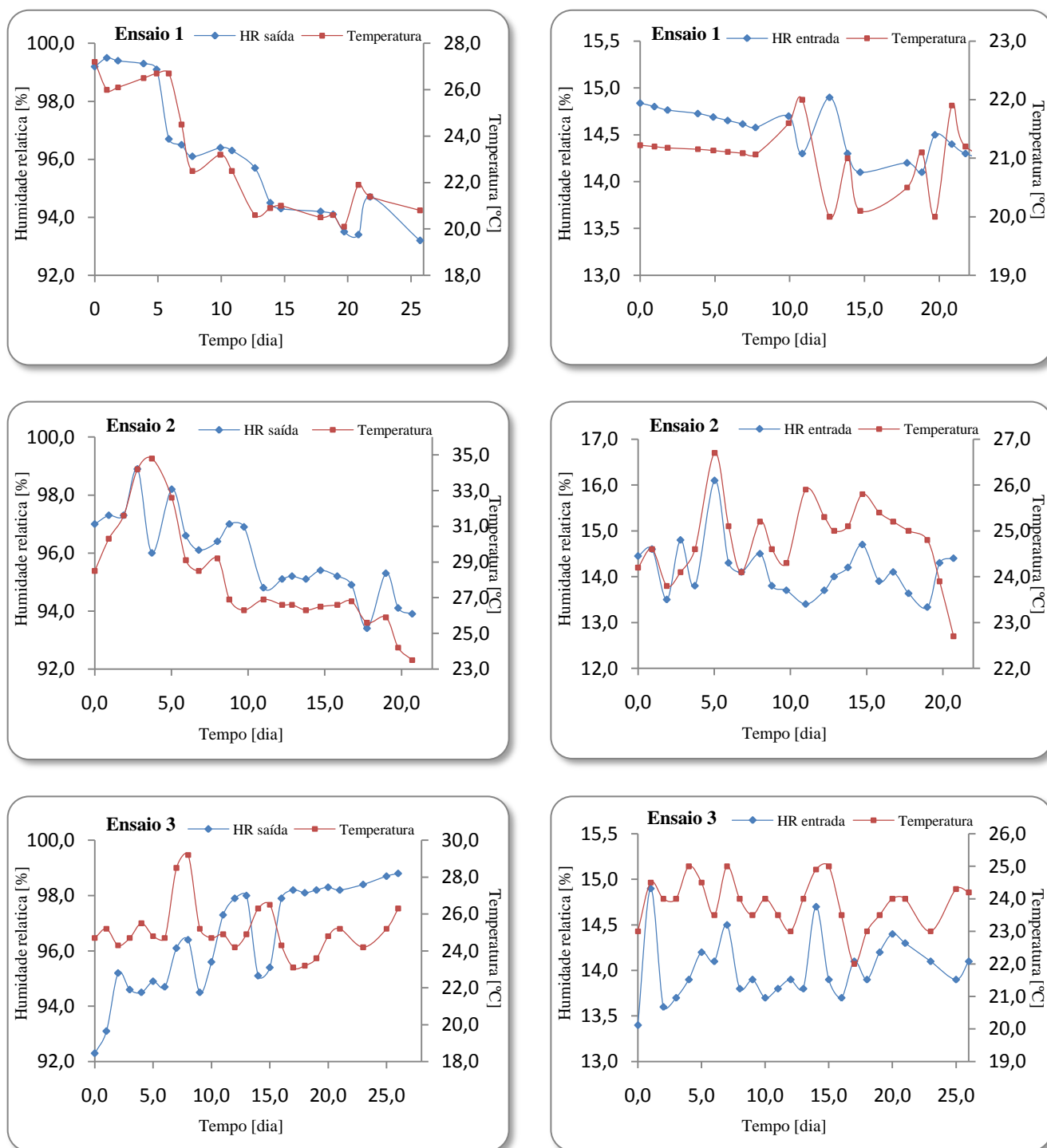


Figura 25 – Variação da humidade relativa contida no gás de exaustão (saída) e no ar de alimentação do compostor (entrada) com a respectiva variação de temperatura

Com a análise da figura anterior pode-se verificar que no início do processo o gás de exaustão encontrava-se bastante húmido, tanto para o Ensaio 1 como para o Ensaio 2, que pode ser justificado pelo facto de ser nos primeiros dias em que ocorre maior reacção biológica, o que faz com que a temperatura dentro do compostor seja elevada provocando evaporação de alguma água contida no material a compostar transferindo-a para o gás de exaustão.

O mesmo não se verifica no Ensaio 3, que pode ser justificado pelo facto de iniciarmos o ensaio com material já em fase terminal do processo de compostagem e de já estar a uma temperatura mais baixa não permitindo que haja evaporação de alguma água que possa estar contida nesse material. O teor em humidade vai aumentando ao longo do tempo, pois há introdução de matéria orgânica fresca diariamente o que provoca um aumento da reacção biológica e consequentemente da temperatura dentro do compostor permitindo a evaporação de água do material para o ar de exaustão.

5.1.2.4 Produção de lixiviado e pH

Ao longo do processo de compostagem foi determinado o volume de lixiviado produzido nos três ensaios e o valor de pH.

O pH do lixiviado foi medido com o intuito de se fazer estimar o valor de pH do material sólido, visto que o valor de pH do lixiviado reflecte o do sólido, pois este provém do excesso de humidade que condensa dentro do compostor promovendo a sua produção. Nas figuras 26 e 27 encontra-se exposto a variação do volume de lixiviado e do valor de pH ao longo do processo.

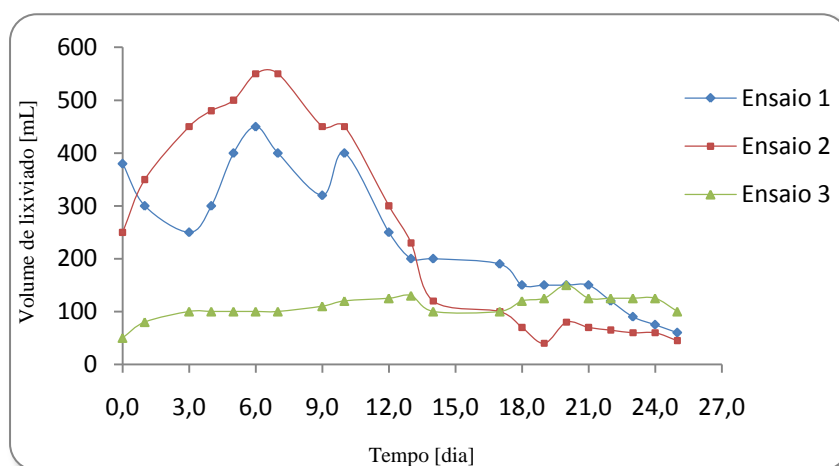


Figura 26 – Variação da produção de lixiviado ao longo do processo

Como é possível constatar através da análise do gráfico anterior, no Ensaio 1 e no Ensaio 2 verifica-se uma maior taxa de produção de lixiviado nos 12 dias iniciais que pode ter sido

provocado pela elevada degradação da matéria orgânica que ocorre nos primeiros dias e consequentemente, com libertação de água e posterior condensação dessa mesma, devido á temperatura elevada ocorrida nos instantes iniciais, tendendo a baixar até ao final da experiência. No Ensaio 3 não se verifica o mesmo, visto que havia introdução de matéria orgânica fresca diariamente o que levou a que a taxa de produção de lixiviado era mais ou menos constante ao longo de todo o processo, pois a matéria orgânica perdia mais ou menos a mesma quantidade de água diária. Assim, no final do processo de compostagem pode-se contabilizar 4985, 5270 e 2310 mL de lixiviado para o Ensaio 1, Ensaio 2 e Ensaio 3, respectivamente.

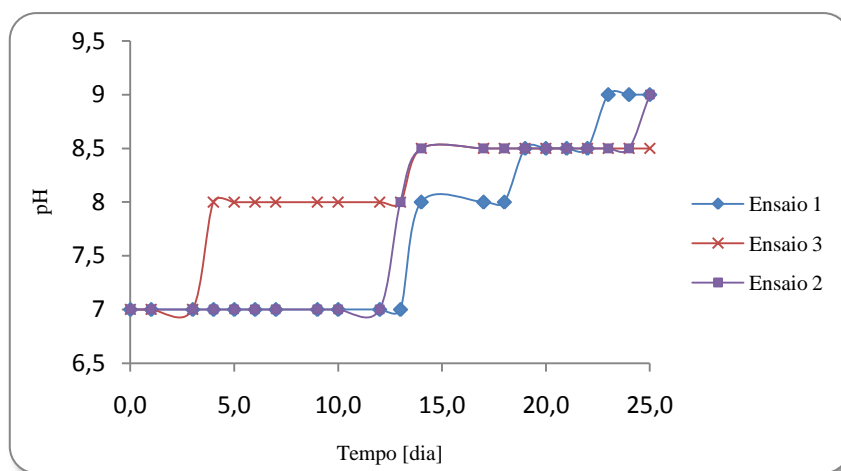


Figura 27 – Variação do pH ao longo do processo

Como era de se esperar o valor de pH evolui ao longo de todo o processo de forma normal, apesar de numa fase final do processo este atingir um valor de pH igual a 9. Este não é um factor crítico do processo, uma vez que as populações microbiológicas envolvidas conseguem existir numa larga gama de pH. Este comportamento dispensa a difícil tarefa que seria tentar corrigir o pH do material em compostagem.

5.1.3 Determinação das fórmulas empíricas

Com o conhecimento das fórmulas químicas dos diferentes constituintes da matéria orgânica, lípidos ($C_{16}H_{32}O_2$), proteínas ($C_2H_5O_2N$) e hidratos de carbono ($C_6H_{10}O_5$) foi possível estimar aa composições elementares do resíduo (já referenciado anteriormente) e do produto final (vai ser falado no subcapítulo seguinte) de cada ensaio. Com a determinação da composição elementar é possível estimar a fórmula empírica da matéria orgânica constituinte do resíduo bem como do produto final correspondente a cada ensaio. Isto pode ser visto na tabela seguinte:

Tabela 20 – Fórmulas empíricas obtidas para o resíduo e para o composto nos diferentes ensaios

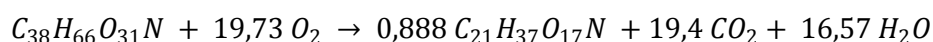
Ensaio	Resíduo	Composto
1	$C_{38}H_{66}O_{31}N$	$C_{21}H_{37}O_{17}N$
2	$C_{27}H_{48}O_{22}N$	$C_{20}H_{35}O_{16}N$
3	$C_{33}H_{57}O_{27}N$	$C_{20}H_{35}O_{16}N$

Através da análise da tabela anterior verifica-se que as fórmulas obtidas tanto para o resíduo como para o composto são semelhantes o que era de se esperar, uma vez que a composição inicial da matéria orgânica era a mesma para os três ensaios.

Com o conhecimento das fórmulas empíricas da matéria orgânica e do composto é possível escrever as equações de cada reacção. As reacções de compostagem são reacções com consumo de O_2 e onde os produtos são, para além do composto (produto final) têm-se dióxido de carbono, água e amónia (contribuição desprezada neste trabalho). Para acertar as equações é necessário o conhecimento do rendimento em SV, que permitirá determinar o coeficiente estequiométrico de composto. O rendimento pode ser determinado com base na equação 5.1.

$$\varepsilon' = \frac{\text{mol composto}}{\text{mol resíduo}} = (1 - X_{SV}) \cdot \frac{M_{\text{resíduo}}}{M_{\text{composto}}} \quad (5.1)$$

Assim, fazendo o cálculo utilizando os dados do Ensaio 1 consegue-se determinar a equação de reacção seguinte:



Com a equação de reacção anterior, pode-se determinar o coeficiente estequiométrico de produção de CO_2 com base na equação 5.2, e dá igual a $0,834 \text{ dm}^3_{CO_2} \cdot g^{-1}_{SV \text{ degradado}}$.

$$Y_{est} = \frac{Coef_{CO_2} \cdot V_{molar} \cdot ar [PTN]}{X_{SV} \cdot M_{\text{resíduo}}} \left[\frac{dm^3_{CO_2}}{g_{SV \text{ degradado}}} \right] \quad (5.2)$$

5.1.4 Breve Caracterização do produto final

Neste subcapítulo faz-se uma breve caracterização do produto final obtido nos três ensaios laboratoriais, uma vez que não era um objectivo explícito deste trabalho.

No final de cada ensaio experimental foi possível fazer as mesmas análises que foram feitas na caracterização da mistura inicial de forma a avaliar a composição do composto e a qualidade deste através de testes de vaso, como foi referido anteriormente.

Em todos os ensaios verificou-se que o aspecto dos produtos de compostagem era semelhantes, apresentando-se heterogêneos, cor escura acastanhada, com um cheiro a terra e bastante húmido, como se pode ver na figura 28.

Os resultados da caracterização do produto final de cada ensaio para os diferentes parâmetros encontram-se expostos na tabela 21.



Figura 28 – Aspecto do produto final

Tabela 21 – Caracterização do produto final

Parâmetros		Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3
Tempo [dias]		25,71	20,70	93,88
Massa _{final} [kg, btq]		13,06	19,33	12,10*
Massa _{final} [kg, bs]		2,21	1,73	1,84*
Humidade, w _{WH} [% m/m, btq]		0,80	0,90	0,82
Sólidos Voláteis, w _{SVR} [% m/m, bs]		84,27	85,47	84,32
Cinzas, w _{ZR} [% m/m, bs]		15,73	14,53	15,73
Azoto de Kjeldhal, w _{NR} [% m/m, bs]		1,84	1,99	1,85
Azoto amoniacal [% m/m, bs]		0,07	0,10	0,10
Proteínas [% m/m, bs]		11,01	11,85	11,56
Razão C:N		18,00	16,88	17,05
Composição Elementar [% m/m, bssc]	C	36,89	37,31	36,82
	H	5,42	5,50	5,43
	O	39,83	40,37	39,80
	N	2,05	2,21	2,16

*Quando o compostor se encontra cheio

Analisando a tabela 21, constata-se que a razão C:N dos produtos finais de compostagem encontram-se dentro da gama dos valores desejáveis (entre 12 e 20).

Apesar da mistura final utilizada no ensaio 3 ser diferente das misturas usadas nos outros dois ensaios, pois introduziu-se papel, os valores obtidos são relativamente semelhantes. Verifica-se que existe uma redução de material como era de se esperar, apesar de o produto final sair com uma humidade superior à da mistura que foi introduzida. Isto deve-se ao facto de a temperatura de compostagem não ser a mais adequada uma vez que não se atingiram temperaturas óptimas para que o processo de compostagem decorra-se em pleno, visto que estivemos sempre a trabalhar a temperaturas que se encontram na fase mesófila. Assim, o produto obtido não se encontra totalmente estabilizado para que este seja aceite como composto, uma vez que apresenta uma humidade superior a 40%.

Nos testes de vaso efectuados para verificar a qualidade do composto, deixou-se o produto final a secar durante um mês, de forma a que a humidade em excesso desaparece-se. Com esses testes obteve-se os resultados que se encontram na tabela 22 para cada ensaio efectuado.

Tabela 22 – Resultados do índice de germinação obtidos através do teste de vaso

	Amostras	M _{amostra} [g]	IG
Ensaio 1	Branco	0,46	1,00
	25%	0,43	0,93
	50%	0,50	1,09
Ensaio 2	Branco	0,48	1,00
	25%	0,49	1,02
	50%	0,53	1,10
Ensaio 3	Branco	0,49	1,00
	25%	0,48	0,98
	50%	0,53	1,08

Com os resultados obtidos verifica-se que os três compostos obtidos encontram-se na situação A, de acordo com a tabela 4 do ponto 2.8.3 do capítulo 2. Assim, os compostos produzidos apresentam uma boa qualidade e podem ser usados como suporte de culturas. Este compostos tiveram um mês em maturação para que se pudessem fazer este teste.

Além das informações directas que são tiradas sobre o composto em si, a comparação entre o resíduo inicial e o composto final permite tirar conclusões interessantes do ponto de vista das condições do processo. A composição em base seca não nos dá a percepção directa sobre a degradação dos diferentes componentes desse material, uma vez que o cálculo do grau de conversão só é possível ser feito com massas absolutas, ou fracções mássica relativas à mesma massa total. Como se sabe, a pesagem da massa acarreta alguns erros associados com perdas do

material que são inevitáveis, pelo que se deixa de ter confiança nos resultados obtidos, assim como na maioria dos materiais sujeitos ao processo de compostagem a massa de cinzas se mantém constante, define-se uma fracção designada por fracção em base de cinza constante, w_{jCC} que corresponde à fracção mássica que se verificaria se a massa total (base seca) de sólidos se mantivesse constante igual ao instante inicial.

Para calcular w_{jCC} tem-se a seguinte fórmula:

$$w_{jCC,t} = w_{jR,t} \cdot \frac{w_{ZR,0}}{w_{ZR,t}} \quad (5.3)$$

onde

w_{jCC} = fracção de j em base seca sem cinzas

w_{jR} = fracção de j em base seca

Quanto ao grau de conversão de sólidos voláteis ao longo do processo pode ser determinado através da seguinte fórmula

$$(X_{SV})_t = \frac{w_{SVR0} - w_{SVCCt}}{w_{SVR0}} \quad (5.4)$$

sendo,

$(X_{SV})_t$ = grau de conversão de sólidos voláteis no instante t

w_{SVCCt} = fracção de sólidos voláteis no instante t, em base cinza constante

w_{SVR0} = fracção de sólidos voláteis no instante 0, em base seca

Após efectuarem-se os cálculos obteve-se os valores que se encontram na tabela 23:

Tabela 23 – Resultados do grau de conversão da matéria orgânica

Parâmetros	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3
w_{SV0}	0,92	0,93	0,92
w_{SVCCt}	0,45	0,40	0,44
$(X_{SV})_t$	0,51	0,57	0,52

Com os resultados obtidos verifica-se que o grau de conversão é relativamente semelhante nos três ensaios realizados, tendo sido ligeiramente superior no Ensaio 2. O valor obtido para o

grau de conversão no Ensaio 2 pode dever-se ao facto de durante o período de degradação do substrato atingir-se uma temperatura mais elevada, que favorece a degradação da matéria orgânica biodegradável. O grau de conversão calculado foi acompanhado de uma redução de volume do material ao longo do processo de compostagem de cerca de 60%, isto é, passou de um volume inicial de material de 71,7 dm³ para um volume final de material de 29,7 dm³.

Finalmente, serão avaliados os parâmetros obtidos quanto ao cumprimento dos critérios para atribuição do rótulo ecológico ao produto final. Para isso, fez-se uma breve síntese que se encontra esquematizada na tabela 24, na qual o “S” significa que o critério é cumprido, tendo por base a descrição feita na tabela 5 do ponto 2.10 no capítulo 2.

Tabela 24 – Análise do cumprimento dos critérios para atribuição do rótulo ecológico

Parâmetros	Ensaio		
	1	2	3
Ingredientes	S	S	S
Substâncias Perigosas	Não determinado		
Contaminantes Físicos	Não determinado		
Azoto	S	S	S
Comportamento do produto	S	S	S
Saúde e Segurança	Não determinado		
Sementes e Propágulos	Não determinado		

A tabela 24 resume os parâmetros analisados, os quais foram confrontados com os critérios para a atribuição do rótulo ecológico europeu de acordo com a Decisão 2006/799/CE de 3 de Novembro. No entanto, ficam por avaliar neste trabalho diversos critérios que provavelmente poderiam ou não conduzir a diferentes situações.

Apesar de nesta Decisão não se fazer referência aos valores de pH e da razão de C:N, verifica-se que estes valores são um pouco elevados nos três produtos obtidos, mas em contra partida não teve influência nos testes de vaso realizados.

5.1.5 *Balanço Mássico*

O balanço mássico aplicado ao processo de compostagem de resíduos sólidos traduz-se num princípio geral da conservação da massa num reactor ou pilha de compostagem, sendo dado por:

$$\{Reagentes\} \xrightarrow{\text{microrganismos}} \{Produtos de Reacção\}$$

Assim como reagentes neste processo de compostagem têm-se:

- Massa seca de resíduo
- Massa de H₂O contida no resíduo
- Massa de H₂O contida no ar de alimentação
- Massa de O₂ consumida ao longo do processo

e como produtos obtidos após a reacção biológica obtém-se:

- Massa seca de composto
- Massa de H₂O contida no composto
- Massa de H₂O do lixiviado
- Massa de H₂O contida no gás de exaustão
- Massa de CO₂ gerado ao longo do processo
- Massa de amostras intermédias

Ao longo do processo de compostagem nos diferentes ensaios foi monitorizado o teor em CO₂, conforme se encontra descrito anteriormente, e controlado o caudal de ar, uma vez que não foi constante ao longo do trabalho experiemntal variando nos diferentes ensaios. Assim sendo, para o Ensaio 1 o caudal de alimentação de ar variou entre os 1-3 L.min⁻¹, para o Ensaio 2 o valor encontrava-se entre os 1-1,75 L.min⁻¹ e finalmente no Ensaio 3 houve variação entre 0,50-1,25 L.min⁻¹. Este valor foi variando devido as necessidades do sistema verificadas ao longo de cada experiência. Isto pode-se constatar nas tabelas expostas nos Anexos I, II e III para cada ensaio.

Considerando todas estas variações, e com o objectivo de se perceber o que realmente acontecia no sistema ao longo do processo determinou-se o volume de CO₂ liberatdo e acumulado ao fim do t = n, e pode ser calculado através da equação 5.5.

$$V_{CO2} = \sum_{n=1}^n \frac{(y_{CO2n-1} \cdot Q_{ar\ n-1} + y_{CO2n} \cdot Q_{ar\ n})}{2} (t_n - t_{n-1}) \ [dm^3 PTN] \quad (5.5)$$

onde,

y_{CO2} = fracção molar de CO₂ no ar de exaustão

Q_n = caudal do ar de exaustão

t = tempo de reacção

n = instante em que se efectua a leitura dos parâmetros

Para se determinar a massa de produção CO₂ e a massa de consumo de O₂ no ar de alimentação, é necessário dividir o volume encontrado anteriormente, pela equação 5.5, pelo volume molar (22,4 dm³.mol⁻¹ PTN) e multiplicar o resultado obtido pela massa molar de cada gás

($M_{CO_2} = 44 \text{ g.mol}^{-1}$ e $M_{O_2} = 32 \text{ g.mol}^{-1}$), respectivamente CO_2 e O_2 . O cálculo descrito, tem por base que 1 mol de O_2 consumido corresponde a 1 mol de CO_2 gerada, como se pode verificar na figura 23.

Outro cálculo que é necessário fazer, é a determinação da massa de água contida no ar de alimentação e a massa de água presente no ar de exaustão. Para isso, é importante conhecer o razão mássica da humidade no ar à entrada e à saída do compostor, bem como o caudal admitido no sistema e o tempo de reacção. Esse cálculo é feito com base na equação 5.6, para cada situação.

$$(M_{H_2O})_{acumulada} = \sum_{n=1}^n \frac{\left(\frac{W_{VA_{n-1}} \cdot Q_{ar_{n-1}}}{22,4} \cdot 28,84 + \frac{W_{VA_n} \cdot Q_{ar_n}}{22,4} \cdot 28,84 \right)}{2} (t_n - t_{n-1}) [g_{H_2O}] \quad (5.6)$$

Sendo,

W_{VA_n} = fracção mássica de humidade no ar (valores calculados com base nos dados de humidade relativa, medidos à entrada e à saída presentes nos Anexos IV e V para o Ensaio 1)

Q_n = caudal do ar de exaustão

t = tempo de reacção

n = instante em que se efectua a leitura dos parâmetros

Finalmente, com os dados relativos à humidade do resíduo (76,4 %m/m,btq) e à humidade do composto (80,0 %m/m,btq) é possível estimar a massa de água contida em cada um deles, através da equação 5.7.

$$m_{H_2O} = \frac{w_{wH}}{1-w_{wH}} \cdot m_{seca} [kg_{H_2O}] \quad (5.7)$$

A tabela 25 apresenta o resumo dos resultados obtidos para o Ensaio 1, que serviu como exemplo de cálculo.

Tabela 25 – Resumo dos resultados para o cálculo do balanço mássico no Ensaio 1

	Reagentes		Produtos	
Ensaio 1	Massa seca do resíduo [kg _{res} bs]	4,865	Massa seca do composto [kg _{comp}]	2,205
			Massa H ₂ O do composto [kg _{H2O}]	8,840
	Massa H ₂ O do resíduo [kg _{H2O}]	15,732	Massa H ₂ O no gás de exaustão [kg _{H2O}]	1,179
			Massa CO ₂ produzido [kg _{H2O}]	2,770
	Massa H ₂ O no ar [kg _{H2O}]	0,151	Massa de H ₂ O do lixiviado [kg _{H2O}]	4,985
	Massa O ₂ consumido [kg _{O2}]	2,013	Massa de amostra intermédia [kg _{amostra}]	0,240

Fazendo o balanço mássico sabendo que o que entra no sistema tem que ser igual ao que sai tem-se:

$$4,865 + 15,732 + 0,151 + 2,013 = 2,205 + 8,840 + 1,179 + 2,770 + 4,985 + 0,240$$

$$22,761 \text{ kg} \approx 20,219 \text{ kg}$$

Através dos valores obtidos verifica-se que a massa difere um pouco, cerca de 2,5 kg do valor inicial para o valor final do processo. Esta diferença pode dever-se ao facto de nos primeiros dias do ensaio se constatar que havia perdas de lixiviado, procedendo-se posteriormente a um melhor isolamento da tampa. Tudo isto, levou a uma perda de massa que não foi contabilizada, verificando-se um erro de 11%.

5.2. Comparação dos resultados obtidos experimentalmente com os resultados obtidos por a aplicação do modelo

Neste capítulo pretende-se confrontar os dados monitorizados ao longo do processo de compostagem com os dados obtidos através da aplicação do modelo, descrito no capítulo 3, usando como base alguns dados de entrada controlados no início de cada experiência. Para isso, procedeu-se a uma análise de sensibilidade ao modelo desenvolvido por Daniel Neves (2007), fazendo variar algumas variáveis que afectariam os dados que se pretendiam obter de forma a que descreve-se o que acontece na realidade.

Para que fosse possível a aplicação do modelo foi necessário calcular o coeficiente de transferência de calor. A forma mais simples de transferência de calor pode escrever-se na forma (Coulson *et al*, 2004):

$$Q = U \times A \times \Delta T \quad (5.8)$$

onde,

Q = calor transferido por unidade de tempo

U = coeficiente global da transferência de calor

A = área disponível para o fluxo de calor

ΔT = diferença de temperatura ou força motriz

O fluxo de calor através da área (A) e de uma distância pequena (dx) pode ser determinado com base na equação de Fourier (eq. 5.9). Esta equação tem um sinal negativo que indica que o gradiente de temperatura está orientado no sentido inverso ao fluxo de calor e k corresponde à condutividade térmica do material (Coulson *et al*, 2004).

$$Q = -k \cdot A \cdot \left(\frac{dT}{dx} \right) \quad (5.9)$$

Após intergração da equação 5.9, assumindo uma parede de espessura x , de temperaturas limitantes T_1 e T_2 , para condução de calor numa parede plana como mostra a figura 29 consegue-se obter (Coulson *et al*, 2004):

$$Q = \frac{k \cdot A \cdot (T_1 - T_2)}{x} \quad (5.10)$$

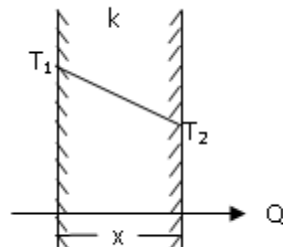


Figura 29 – Condução de calor através de uma parede plana (Coulson *et al*, 2004)

No caso deste trabalho temos uma resistência em série, isto é, uma parede composta por dois materiais distintos com diferente condutividades térmicas k_1 e k_2 , ($\text{W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$), de espessura x_1 e x_2 , (m) e temperatura T_1 , T_2 e T_3 (K) nas faces, como é possível ver na figura 30.

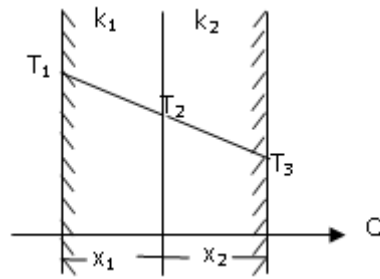


Figura 30 – Condução de calor através de uma parede composta (Coulson *et al*, 2004)

Aplicando a equação (5.10), a cada uma das secções, e tendo em consideração que através de cada área A , tem que passar a mesma quantidade de calor Q , tem-se:

$$(T_1 - T_2) = \left(\frac{x_1}{k_1 \cdot A} + \frac{x_2}{k_2 \cdot A} \right) \cdot Q \quad (5.11)$$

Resolvendo em ordem a Q :

$$Q = \frac{A \cdot (T_1 - T_2)}{\left(\frac{x_1}{k_1} + \frac{x_2}{k_2} \right)} \quad (5.12)$$

Com isto, pode-se determinar o valor do coeficiente de transferência de calor através da equação 5.13, tendo por base a composição do material usado na construção do compostor, PVC, e a composição do material utilizado no seu isolamento, “*Kaimannflex*”. Assim, tem-se uma condutividade térmica do PVC de cerca de $0,14 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$, para uma espessura de $0,01 \text{ m}$. Quanto ao “*Kaimannflex*”, é um material que possui uma alta percentagem de borracha, que lhe confere elasticidade e adaptabilidade às diferentes aplicações em instalações. Este não é atacado por fungos, microorganismos e agentes atmosféricos, é impermeável ao vapor de água, resistente ao fogo e tem uma baixa condutividade térmica, o que faz com que reduza o consumo de energia. Assim sendo, a condutividade térmica deste material pode variar entre $0,017$ e $0,023 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$, dependendo da sua densidade, sendo o valor mais comum $0,023 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$. Também convém dizer que a espessura do “*Kaimannflex*” usado neste trabalho era de $0,03 \text{ m}$.

$$Q = \frac{A \cdot (T_1 - T_2)}{\Sigma \left(\frac{x_i}{k_i} \right)} = \frac{A \cdot (T_1 - T_2)}{\frac{1}{U}} \quad (5.13)$$

$$\frac{1}{U} = \left(\frac{x_1}{k_1} + \frac{x_2}{k_2} \right) = \frac{0,01}{0,14} + \frac{0,03}{0,023} = 1,376$$

$$U = 0,72 \text{ W.K}^{-1}.\text{m}^{-2} = 62,8 \text{ kJ.dia}^{-1}.\text{K}^{-1}.\text{m}^{-2}$$

O resultado obtido anteriormente corresponde ao valor do coeficiente de transferência de calor por condução.

Assim, para cada ensaio descontínuo (primeira fase) tem-se diferentes dados de entrada e faz-se uma avaliação diferente dependendo do tempo de execução, uma vez que o tempo de processamento de cada ensaio foi diferente. As tabelas seguintes apresentam as constantes e variáveis utilizadas no modelo de compostagem nos diferentes ensaios, e as suas correspondentes definições, valores e unidades. Os valores foram determinados através de dados experimentais obtidos ao longo da realização de cada ensaio.

Tabela 26 – Constantes e variáveis utilizadas no processo de compostagem para o Ensaio 1

Símbolo	Valor	Unidades	Descrição
c_{PR}	1,43	$\text{kJ.kg}_R^{-1}.\text{K}^{-1}$	Calor específico médio da mistura de resíduos R
PCI_{R0}	13011	kJ.kg_{R0}^{-1}	Poder calorífico inferior da mistura R_0 em base seca (bs) (baseada na fórmula de Dulong)
PCI_{Re}	11904	kJ.kg_{Re}^{-1}	Poder calorífico inferior da mistura R_e em bs, (baseada na fórmula de Dulong)
ε_g	0,54	$\text{kg}_{Re}^{-1}.\text{kg}_{R0}^{-1}$	Rendimento global do processo de compostagem em bs ($=m_{Re}/m_{R0}$)
ζ	1,62	$\text{kg}_{air}^{-1}.\text{kg}_{H2O}^{-1}$	$M_{dry\ air}/M_{H2O}$
γ_{N2}	3,76	$\text{kmol}_{N2}^{-1}.\text{kmol}_{O2}^{-1}$	y_{N2}/y_{O2} (no ar seco)
γ_{air}	4,76	$\text{kmol}_{dry\ air}^{-1}.\text{kg}_{O2}^{-1}$	I/y_{O2} (no ar seco)
W_{VA}^*	0,017	$\text{kg}_{H2O}^{-1}.\text{kg}_{dry\ air}^{-1}$	À temperatura T_1 e humidade relativa de medida no gás de exaustão

*Ver tabela de cálculo no Anexo V

Tabela 27 – Constantes e variáveis utilizadas no processo de compostagem para o Ensaio 2

Símbolo	Valor	Unidades	Descrição
c_{PR}	1,44	$\text{kJ.kg}_R^{-1}.\text{K}^{-1}$	Calor específico médio da mistura de resíduos R
PCI_{R0}	13180	kJ.kg_{R0}^{-1}	Poder calorífico inferior da mistura R_0 em base seca (bs) (baseada na fórmula de Dulong)
PCI_{Re}	12047	kJ.kg_{Re}^{-1}	Poder calorífico inferior da mistura R_e em base seca (baseada na fórmula de Dulong)
ε_g	0,47	$\text{kg}_{Re}^{-1}.\text{kg}_{R0}^{-1}$	Rendimento global do processo de compostagem em bs ($=m_{Re}/m_{R0}$)
ζ	1,62	$\text{kg}_{air}^{-1}.\text{kg}_{H2O}^{-1}$	$M_{dry\ air}/M_{H2O}$
γ_{N2}	3,76	$\text{kmol}_{N2}^{-1}.\text{kmol}_{O2}^{-1}$	y_{N2}/y_{O2} (no ar seco)
γ_{air}	4,76	$\text{kmol}_{dry\ air}^{-1}.\text{kg}_{O2}^{-1}$	I/y_{O2} (no ar seco)
W_{VA}^*	0,023	$\text{kg}_{H2O}^{-1}.\text{kg}_{dry\ air}^{-1}$	À temperatura T_1 e humidade relativa de medida no gás de exaustão

*Ver tabela de cálculo no Anexo VI

Na tabela 28 procede-se à exposição dos diferentes cenários fazendo variar a constante de reacção e o coeficiente de transferência de calor de forma a que os resultados obtidos no modelo se aproximem da realidade, isto é, de forma a descrever os dados que se obtém na experiência laboratorial. Os restantes inputs do modelo já foram discriminados ao longo de todo o trabalho, sendo particulares para cada um dos ensaios as seguintes variáveis:

- Ficheiro com os valores de caudal
- Humidade relativa
- Composição elementar do resíduo
- Carga mássica do resíduo
- Grau de conversão.

Tabela 28 – Descrição dos diferentes cenários

Parâmetros	Cenário A	Cenário B	Cenário C	Cenário D
k_{55}	0,25 [*]	0,35	0,7	0,5
U (kJ.K⁻¹.day⁻¹.m⁻²)	43 [*]	62,78 ^{**}	200	175

^{*}inputs teóricos retirados do modelo desenvolvido por Daniel Neves (2007), para o tipo de resíduo usado

^{**}valor do coeficiente de transferência térmica experimental por condução, desprezando os fenómenos de convecção e radiação

Com a introdução dos dados iniciais no modelo obteve-se para o Ensaio 1 e para o Ensaio 2 os seguintes dados que se encontram expostos em representações gráficas de temperatura (figuras 31 e 33) e CO₂ (figuras 32 e 34) e na tabela 28 encontra-se o resumo de alguns dados analisados ao longo do processo de compostagem (Massa final [kg bs] e Humidade final [bs]).

Assim temos:

✓ Ensaio 1

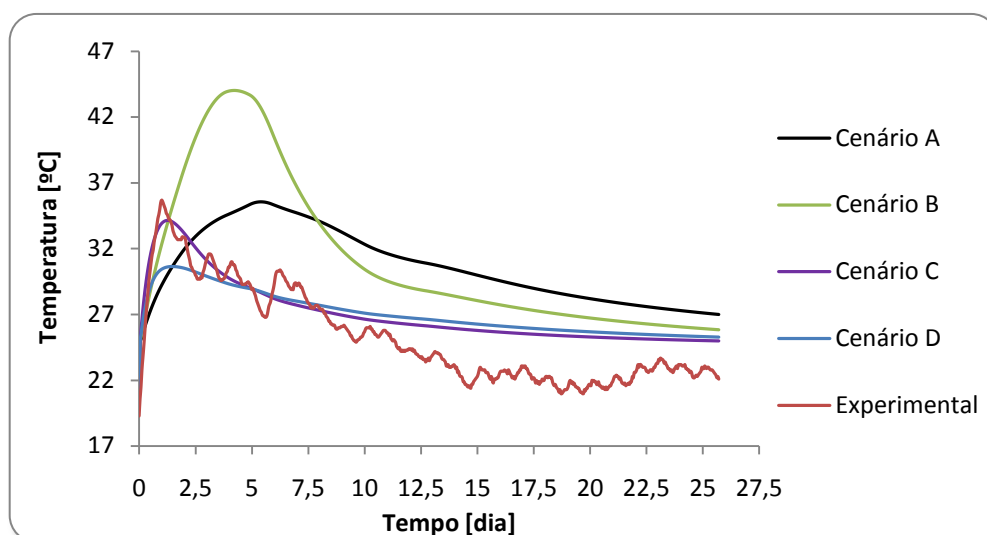


Figura 31 – Evolução da temperatura ao longo do tempo para o Ensaio 1

Através da análise do gráfico anterior (figura 31) constata-se que com os dados impostos ao sistema baseado nos valores propostos por Daniel Neves (2007) correspondente ao Cenário A, o modelo não descreve o que acontece na realidade ao longo da experiência. Verifica-se que se atinge um pico de temperatura ao fim de cerca de 6 dias, enquanto que na prática o pico é atingido mais cedo perto de 1 dia após o início da experiência laboratorial.

Com a constatação deste problema, tentou-se fazer uma análise de sensibilidade de forma a que o modelo tentasse responder ao que aconteceu na realidade. Para isso, começou-se por aumentar a constante cinética, visto que esta interfere bastante nos dados pois a velocidade de reacção depende desta variável. Assim, ao analisar os dados obtidos no Cenário B constata-se que o pico de temperatura acontece mais cedo, mas mesmo assim não se aproxima do valor obtido experimentalmente e a temperatura aumenta para cerca de 44°C o que não correspondia à realidade.

Com isto, e de forma a fazer uma aproximação melhor no Cenário C procedeu-se da mesma maneira de que no Cenário B. Assim, aumentou-se a constante cinética para 0,7 e aumentou-se o coeficiente de transferência de calor para $200 \text{ kJ.m}^{-2}.\text{day}^{-1}$, uma vez que esta última variável influencia bastante o desenvolvimento de toda a experiência. Esta variável influencia toda a experiência dado que com um coeficiente de transferência global de calor elevado quer dizer que existe uma grande perda de temperatura para o exterior (calor) através das paredes do compostor o que leva a uma temperatura mais baixa ao longo de toda a experiência. O material usado na

montagem do compostor é um bom condutor térmico (PVC) o que levou a uma grande perda de calor na prática. Com a análise do Cenário C é o que se aproxima mais da realidade apesar de a temperatura final ser mais elevada no cenário do que no ensaio laboratorial o que se pode dever às diferenças de temperatura ambiente registadas diariamente, pois não são constantes, como acontece no modelo. A nível do pico de temperatura atingido é um pouco mais baixo mas nada de significativo o que permite uma descrição mais ou menos real do que acontece na experiência laboratorial.

Numa tentativa de melhorar a relação entre a constante cinética e o coeficiente de transferência de calor procedeu-se à realização do Cenário D, diminuindo a constante cinética de primeira ordem e o coeficiente de transferência de calor, uma vez que se constatou no Cenário C que aumentando os dois havia uma interligação. Mas com a aplicação destes dados no modelo verifica-se que a temperatura no pico diminuiu mas em contra-partida verifica-se que se atinge o pico ao fim do primeiro dia de experiência. Este Cenário, dá praticamente os mesmos resultados que o Cenário C mas com uma temperatura de pico mais baixa.

Na figura 32 encontra-se exposta a evolução do teor de CO_2 ao longo do processo de compostagem a nível experimental e os dados obtidos após aplicação do modelo em causa nos diferentes cenários impostos.

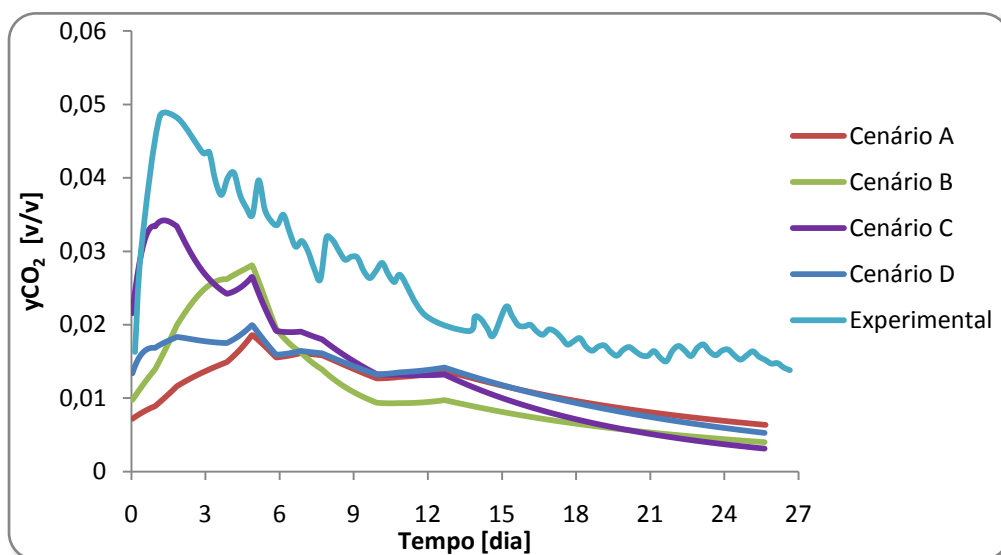


Figura 32 – Evolução do teor de CO_2 ao longo do processo do Ensaio 1

Através da análise da figura 32 constata-se que a nível de CO_2 o pico na experiência laboratorial é atingido ao fim de 2 a 3 dias após o seu início. Com se pode verificar nenhum cenário consegue

atingir um pico tão elevado como o que acontece na realidade que se encontra entre o 4-5% em CO_2 (%v/v).

Verifica-se que o único cenário que faz uma descrição mais ou menos idêntica à descrição dos dados experimentais corresponde ao Cenário C. Apesar de ter um pico a nível do teor em CO_2 mais baixo, cerca de 3-4% em CO_2 (%v/v), do que era esperado descreve ou melhor tem a mesma tendência dos dados experimentais. É de notar que a nível laboratorial por vezes é praticamente impossível controlar as condições adversas ao sistema o que pode ter influência nos dados obtidos para os parâmetros monitorizados

✓ Ensaio 2

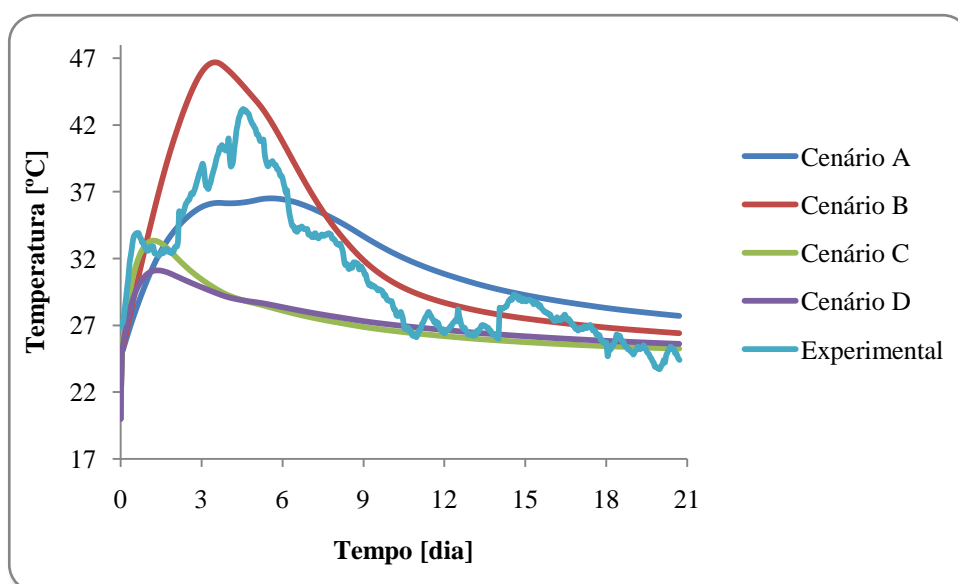


Figura 33 – Evolução da temperatura ao longo do processo para o Ensaio 2

A análise da figura 33 permite observar que a nível dos dados experimentais estes são um pouco diferentes do que se obteve no Ensaio 1.

Através da análise dos dados obtidos experimentalmente verifica-se que estes se encontram entre os dados obtidos a partir do Cenário A e o Cenário B o que se era de esperar uma vez que a constante cinética usada corresponde à constante cinética imposta por Keener *et al.* (1993) para este tipo de resíduo. Para os dados experimentais, verifica-se que se atinge um pico de temperatura na casa dos 43°C ao fim de aproximadamente 5 dias. Para o Cenário A o pico de temperatura é atingido ao fim de mais ou menos 6 dias e a temperatura máxima atingida foi de cerca de 37°C enquanto que para o Cenário B o pico de temperatura é atingido um pouco mais cedo perto dos 4 dias e a uma temperatura próxima de 47°C.

Os resultados obtidos nos Cenários C e D como se pode constatar pela análise gráfica não descrevem o que se passa na realidade. Isto pode dever-se ao facto de se estar a implementar um valor bastante elevado da constante cinética e do coeficiente de transferência de calor, o que faz com que haja uma diminuição da temperatura e aumento da velocidade de reacção.

Na figura 34 encontra-se esquematizado a evolução do teor em CO_2 ao longo do processo de compostagem monitorizado experimentalmente bem como os dados obtidos após a implementação dos diferentes cenários descritos anteriormente.

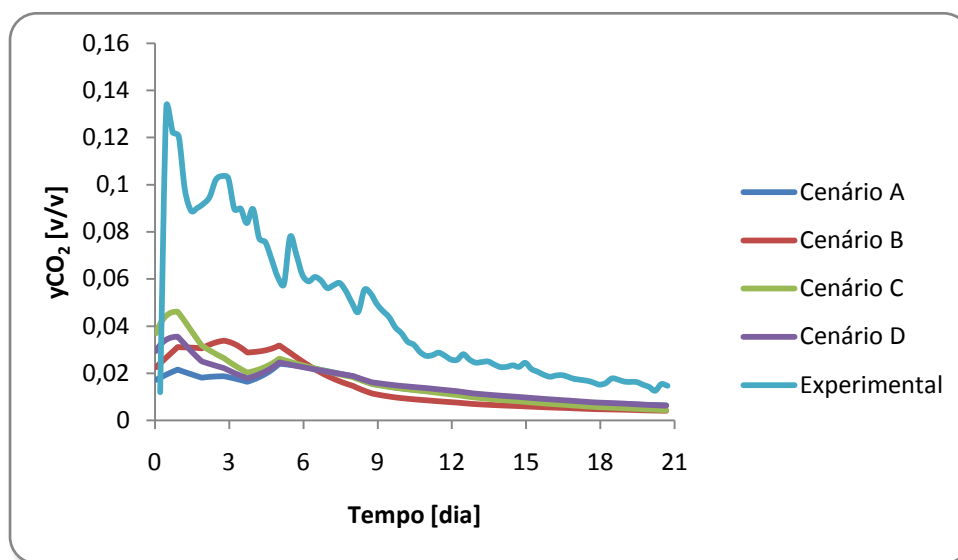


Figura 34 – Evolução do teor em CO_2 ao longo do processo no Ensaio 2

Através da análise gráfica observa-se que não existe correlação dos dados obtidos experimentalmente com os resultados obtidos a partir de cada Cenário. Mas mesmo assim, pode-se dizer que o Cenário C e D conseguem descrever o que acontece na realidade, com a excepção de não conseguirem atingir um pico tão elevado como acontece na experiência laboratorial. Esse pico é atingido ao final dos primeiros 2 dias, tanto para o Cenário C como para o Cenário D, bem como para o parâmetro monitorizado experimentalmente.

Os valores de CO_2 atingidos na experiência laboratorial podem ter sido influenciados, uma vez que nos instantes iniciais da experiência há maior taxa de degradação o que leva a um consumo mais elevado de O_2 proveniente do ar de alimentação e consequentemente maior produção de CO_2 . Essa influência está associada ao caudal de alimentação que neste ensaio começou-se com um valor muito baixo e com o evoluir do trabalho laboratorial verificou-se que era necessário aumentar esse caudal de forma a que não se entra-se num estado de anaeróbiose.

Na tabela 29 encontram-se resumidos os valores obtidos nos diferentes cenários e a nível experimental da massa final em base seca e da humidade final também em base seca correspondente a cada ensaio. Não se fez representação gráfica uma vez que ao longo do processo de compostagem não foi monitorizada a diminuição da massa, só foram feitas análises à mistura inicial e à mistura final. Assim, não se pode fazer uma representação de forma a ver a variação da massa inicial até ao final. O mesmo acontece à fracção de água na massa seca (Hs) pois só se fizeram análises no início e no fim não podendo verificar a sua evolução até ao final da experiência.

Tabela 29 – Tabela resumo com os valores obtidos no modelo dependendo de cada cenário

Variáveis		Ensaio 1	Ensaio 2
Hs _{saída} [bs]	Cenário A	4,85	5,19
	Cenário B	5,29	5,65
	Cenário C	6,35	6,37
	Cenário D	5,80	5,95
	Experimental	4,00	8,53
Massa final [bs]	Cenário A	2,91	2,95
	Cenário B	2,56	2,63
	Cenário C	2,37	2,50
	Cenário D	2,55	2,68
	Experimental	2,62	2,03

Com a análise da tabela 29 verifica-se para a humidade obtida no no Ensaio 1 que os valores obtidos em cada cenário são superiores ao que acontece na realidade. Com isto, verifica-se que com os diferentes cenários o resíduo tem uma humidade final em base tal e qual na casa do 83-86% que é um pouco superior ao que acontece na realidade de cerca de 80%.

Se formos a fazer a análise para o Ensaio 2 verifica-se que a nível de humidade esta nos resultados experimentais é superior aos resultados obtidos com o modelo para os diferentes cenários. Isto pode dever-se ao facto da mistura dos resíduos ter mais humidade inicial e de não ter sido submetida a uma temperatura óptima para que esta se evapora-se. Assim, para os dados experimentais a humidade obtida em base tal e qual é cerca de 89% enquanto que para os diferentes cenários varia entre os 83-86% como acontece no Ensaio 1.

Quanto a redução de massa verifica-se que tanto para o Ensaio 1 como para o Ensaio 2 esta redução é semelhante para os dados obtidos com a implementação do modelo em causa. Se formos a analisar os valores obtidos experimentalmente nota-se que houve uma degradação mais acentuada no Ensaio 2 do que no Ensaio 1 que pode ter sido originária devido à temperatura mais elevada

verificada neste ensaio o que permitiu uma maior degradação da matéria orgânica apesar de ter sido em menos tempo de execução da experiência.

O modelo mostrou-se sensível às variações efectuadas nos valores da constante cinética a 55°C e do coeficiente global de calor, não sendo influenciado com variações realizadas em alguns inputs do sistema, nomeadamente, grau de conversão, humidade relativa e temperatura ambiente (só se reflete nos valores finais da corrida do modelo).

Não se fez uma avaliação dos resultados do Ensaio 3 uma vez que o modelo desenvolvido por Neves (2007) necessita de ser previamente adaptado às condições de alimentação intermitente, não sendo assim objecto de estudo neste trabalho.

Capítulo 7. Conclusão

No final deste estudo laboratorial conseguiu-se chegar a algumas conclusões.

Na concepção do compostor doméstico, que correspondia ao primeiro objectivo deste estudo, conclui-se que é uma mais valia para quem quer fazer compostagem na sua própria casa, pois é uma ferramenta útil e de fácil manuseamento. O compostor desenvolvido neste trabalho apresentou alguns problemas a nível de conservação de calor no seu interior, uma vez que não se conseguiu atingir temperaturas óptimas (50-60°C) para que o processo de compostagem decorresse em pleno. Para contornar este problema, num estudo futuro, deveria-se melhorá-lo a vários níveis, isto é, tentar escolher um material em que o compostor vai ser construído com uma condutividade térmica mais baixa e a nível do seu isolamento térmico este tem de ser mais eficiente. Quanto à sua dimensão, poderia ser um pouco mais pequeno de forma a facilitar a sua colocação em apartamentos onde o espaço não abunda, continuando a poder servir uma habitação de quatro habitantes e operando com um tempo de residência de sessenta dias.

A nível do resíduo usado pode-se concluir que o substrato usado tinha uma humidade favorável ao processo de compostagem e apresentava uma razão C:N dentro dos valores desejáveis (20:1-30:1).

O grau de conversão obtido para a matéria orgânica foi semelhantes nos diferentes ensaios, apresentando o valor de 50%, sendo acompanhados de uma redução de volume do material inicial para o material final (composto) de cerca de 60% ao longo do tempo de processamento de cada ensaio. Contudo, o material final apresenta teores de humidade demasiado elevados para uma manipulação confortável.

Quanto ao composto, com os testes de vaso efectuados conclui-se que é possível obter um composto com características favoráveis à aplicação no solo a partir de um resíduo orgânico biodegradável. No entanto, de forma a complementar este estudo deveria-se proceder a avaliação do composto através de uma análise futura de testes respirométricos, análise à população microbiana, nomeadamente patogénica.

Os resultados obtidos com a aplicação do modelo tal e qual como o Neves (2007) desenvolveu diferem um pouco do que acontece na realidade. Foi necessário proceder-se a uma análise de sensibilidade por forma a verificar quais eram os inputs que o modelo era mais sensível. Assim,

conclui-se que sistema é influenciado com variações ocorridas na constante cinética a 55°C e ao coeficiente de transferência de calor global. Após a realização da análise de sensibilidade efectuado pode-se concluir que os valores obtidos na aplicação do modelo, com os dados experimentais obtidos no Ensaio 1 e no Ensaio 2, o modelo consegue fazer uma descrição do andamento real da experiência. Contudo, este modelo necessita de num estudo futuro ser melhorado de forma a colmatar algumas lacunas, nomeadamente, incorporar a redução de volume do material ao longo do processo e incorporar a contabilização do volume de lixiviado gerado e removido.

A utilização do modelo na sua versão actual permite determinar as características físicas (ao nível do isolamento térmico) que melhorem a performance do compostor.

Referências bibliográficas

Adani, F., Genevini, P. L., Gasperi, F., Zorzi, G., 1997. Organic matter evolution index (OMEI) as a measure of composting efficiency. *Compost Science & Utilization* 5 (2), 53-62.

Adani, F., Scatigna, L., Genevini, P., 2000. Biostabilization of mechanically separated municipal solid waste fraction. *Waste Management & Research* 18 (5), 471-477.

Adani, F., Lozzi, P., Genevini, P., 2001. Determination of biological stability by oxygen uptake on municipal solid waste and derived products. *Compost Science & Utilization* 9 (2), 163-178.

Agamuthu, P., Choong, L. C., Hasan, S., Praven, V. V., 2000. Kinetic evaluation of composting of agricultural wastes. *Environmental Technology* 21 (2), 185-192.

Almoverde ecologia – fonte: www.emwpsupply.com/newproducts.aspx, acedido em Setembro de 2009

American Society for Testing and Materials (1984). “Standard methods for ash in wood” D 1102-84 . Philadelphia. American Society for Testing and Materials.

APA, 2008a. Caracterização da situação dos resíduos urbanos em Portugal continental em 2006. Resumo. Agência Portuguesa do Ambiente - Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, 12 p. <http://www.apambiente.pt/politicasambiente/Residuos/gestaoresiduos/RU/Documents/Resumo%20RSU%202006.pdf> (acedido em Agosto de 2009)

APA, 2008b. *Sistemas de gestão de RU. Dados gerais, valorização e destino final - Infraestruturas e equipamentos*. Agência Portuguesa do Ambiente - Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, 42 p. http://www.apambiente.pt/politicasambiente/Residuos/gestaoresiduos/RU/Documents/PtSitua%C3%A7%C3%A3o_De08.pdf (acedido em Agosto de 2009)

Bach, P.D., Shoda, M., Kubota, H., 1984. Rate of composting of dewatered sewage sludge on continuously mixed isothermal reactor. *Journal of Fermentation Technology* 62 (3), 285–292.

Bach, P.D., Nakasaki, K., Shoda, M., Kubota, H., 1987. Thermal balance in composting operations. *Journal of Fermentation Technology* 65 (2), 199–209.

Baptista, M.H.C., 2009. “Modelling of the kinetics of municipal solid waste composting in full-scale mechanical- biological treatment plants”. Faculty of Sciences and Technology of the New University of Lisbon, Lisboa.

Bari, Q.H, Koenig, A., Guihe, T., 2000a. Kinetic analysis of forced aeration composting. I. Reaction rates and temperature. *Waste Management & Research* 18 (4), 303–312.

Bari, Q.H., Koenig, A., Guihe, T., 2000b. Kinetic analysis of forced aeration composting. II. Application of multilayer analysis for the prediction of biological degradation. *Waste Management & Research* 18 (4), 313–319.

Batista, J.G.F., van Lier, J.J.C., Gerrits, J.P.G., Straatsma, G., Griensven, L.J.L.D., 1995. Spreadsheet calculations of physical parameters of phase II composting in a tunnel. *Mushroom Science* 14, 189–194.

Beck-Friis, B., Smars, S., Jonsson, H., Kirchmann, H., 2001. Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. *Journal of Agricultural Engineering Research* 78 (4), 423-430.

Bertoni, I.A., Papi, T., Zanzi, A., 1997. Utilisation of a computer simulation model to improve composting process management. In: *Proceedings of the ORBIT _97 Conference into the Next Millenium*, Harrogate, UK. ORBIT Association, Weimar, Germany, pp. 175–182.

Bongochgetsakul, N., Ishida, T., (2008). “A new analytical approach to optimizing the design of large-scale composting systems”. *Bioresource Technology* 99 (6), 1630-1641.

Brito, L. M. (2007). *Manual de compostagem da Escola Superior Agrária de Ponte de Lima*”, Escola Superior Agrária, Instituto Superior de Viana do Castelo, Disponível em URL: <http://www.ci.esapl.pt/mbrito/compostagem/>, (acedido em Agosto de 2009)

Briski, F., Vukovic, M., Papa, K., Gomzi, Z., Domanovac, T., 2007. Modelling of composting of food waste in a column reactor. *Chemical Papers* 61 (1), 24-29.

Bueno, P., Yanez, R., Ariza, J., Diaz, M. J., 2008. Influence of environmental parameters on the composting kinetic of lignocellulosic residues. *Compost Science & Utilization* 16 (2), 132- 138.

Chang, J. I., Tsai, J. J., Wu, K. H., 2005. Mathematical model for carbon dioxide evolution from the thermophilic composting of synthetic food wastes made of dog food. *Waste Management* 25 (10), 1037-1045.

Chang, J. I., Tsai, J. J., Wu, K. H., 2006a. Composting of vegetable waste. *Waste Management & Research* 24 (4), 354-362.

Chang, J. I., Tsai, J. J., Wu, K. H., 2006b. Thermophilic composting of food waste. *Bioresource Technology* 97 (1), 116-122.

Código de Boas Práticas Agrícolas para a protecção da água contra a poluição com nitratos de origem agrícola”, Portal do Ministério do Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, URL:http://portal.minagricultura.pt/portal/page/portal/MADRP/PT/servicos/mediateca/publicacoes/publicacoes/ficheiros/CBP_Agricolas.pdf, (acedido em Agosto de 2009)

Cronje, A. L., Turner, C., Williams, A. G., Barker, A. J., Guy, S., 2004. The respiration rate of composting pig manure. *Compost Science & Utilization* 12 (2), 119-129.

Coulson, J. M., Richarson, J.F., 2004. “*Tecnologia Química – Fluxo de Flúidos, Transferência de Calore e Transferência de Massa*”, 1º Volume, 4ª Edição, Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.

Das, K., Keener, H.M., 1997. Numerical model for the dynamic simulation of a large scale composting system. *Transactions of ASAE* 40 (4), 1179–1189.

de Guardia, A., Roger, Y., Druille, C., Le Mouël, N., Rogeau, D., 2001. Development of a composting simulation model. In: Spanish Waste Club, ORBIT Association (Eds.), *Proceedings of ORBIT 2001 - Organic Recovery and Biological Treatment*, 329-336.

de Guardia, A., Petiot, C., Rogeau, D., 2008. Influence of aeration rate and biodegradability fractionation on composting kinetics. *Waste Management* 28 (1), 73-84.

Decisão da Comissão 2006/799/CE de 3 de Novembro de 2006, estabelece critérios ecológicos revistos e requisitos de avaliação e verificação para a atribuição do rótulo ecológico comunitário aos correctivos de solos, Jornal Oficial da União Europeia de 24 de Novembro de 2006, L325 pp. 28 – 34.

Decreto-Lei 152/2002 de 23 de Maio, aprovação relativa a aterros de resíduos. Diário da República, nº 119, I Série-A, de 23 de Maio de 2002, pp. 4660-4699

Decreto-Lei 178/2006 de 5 de Setembro, aprova o regime geral da gestão de resíduos, Diário da República, nº 171, I Série, de 5 de Setembro de 2006, pp. 6526-6545

Decreto-Lei 183/2009 de 10 de Agosto, Relativo a aterros, Diário da República, n.º 153, I Série, de 10 de Agosto de 2009, pp. 5170-5198

Direcção Geral do Agricultura de Entre-Douro e Minho (2006). Relatório de ensaio – teste de fitotoxicidade

Ekinci, K., Keener, H. M., Elwell, D. L., 2002. Composting short paper fiber with broiler litter and additives - II. Evaluation and optimization of decomposition rate versus mixing ratio. *Compost Science & Utilization* 10 (1), 16-28.

Ekinci, K., Keener, H. M., Michel, F. C., Elwell, D. L., 2004. Modeling composting rate as a function of temperature and initial moisture content. *Compost Science & Utilization* 12 (4), 356-364.

Ekinci, K., Keener, H. M., Akbolat, D., 2006. Effects of feedstock, airflow rate, and recirculation ratio on performance of composting systems with air recirculation. *Bioresource Technology* 97 (7), 922-932.

Eklind, Y., Kirchmann, H., 2000. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. I: carbon turnover. *Bioresource Technology* 74 (2), 115-124.

Epstein, E. (1997). “The Science of Composting”. Techononic Publishing Co., Lancaster.

Escola Superior de Biotecnologia – Universidade Católica Portuguesa. Introdução à Compostagem. Acedido em <http://www.esb.ucp.pt/compostagem/compost/intro4.html>. (Acedido em Setembro de 2009)

Finger, S.M., Hatch, R.T., Regan, T.M., 1976. Aerobic microbial growth in semi-solid matrices: heat and mass transfer limitations. *Biotechnology and Bioengineering* 18, 1193–1218.

Gomes, A. P. (2001). “Fundamentos da compostagem de resíduos sólidos”, Tese de Douturamento, Universidade de Aveiro

Gomes, A. P. (2007). “Operações de tratamento de resíduos”, Apontamentos teóricos da disciplina, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro

Gomes, A. P., Pereira, F. A., 2008. Mathematical modelling of a composting process, and validation with experimental data. *Waste Management & Research* 26 (3), 276-287.

Gonçalves, M., Baptista, M., 2001. *Proposta de regulamentação sobre a qualidade dos compostados para utilização na agricultura (Proposal for the regulation of compost quality for agricultural utilization)*. Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, Instituto Nacional de Investigação Agrária, Lisboa.

Hamelers, H.V.M., 1993. A theoretical model of composting kinetics. In: Hoitink, H.A.J., Keener, H.M. (Eds.), *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental and Microbial and Utilisation Aspects*. Renaissance Publications, Worthington, USA, pp. 36–58.

Hamelers, B.V.F., Richard, T.L., 2001. The effect of dry matter on the composting rate: theoretical analysis and practical implications. ASAE paper 017004, ASAE, St Joseph, MI, USA.

Hamoda, M. F., Abu Qdais, H. A., Newham, J., 1998. Evaluation of municipal solid waste composting kinetics. *Resources, Conservation and Recycling* 23 (4), 209-223.

Harper, E., Miller, F.C., Macauley, B.J., 1992. Physical management and interpretation of an environmentally controlled composting ecosystem. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 32 (5), 657–667.

Haug, R. T., (1980). “Compost engineering – Principles and Practice”. Ann Arbor Science Publishers Inc. USA.

Haug, R.T., 1993. The Practical Handbook of Compost Engineering. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.

Higgins, C., Walker, L., 2001. Validation of a new model for aerobic organic solids decomposition: simulations with substrate specific kinetics. *Process Biochemistry* 36 (8–9), 875–884.

Huang, J. S., Wang, C. H., Jih, C. G., 2000. Empirical model and kinetic behavior of thermophilic composting of vegetable waste. *Journal of Environmental Engineering-ASCE* 126 (11), 1019-1025.

INR/MCOTA (2003). Estratégia Nacional Para a Redução de Resíduos Urbanos Biodegradáveis Destinados a Aterros (ENRUBDA). Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente, Lisboa.

James, C.(1995).”Analytical chemistry of foods”. Blackie Academic & Professional.

Kaiser, J., 1996. Modelling composting as a microbial ecosystem: A simulation approach. *Ecological Modelling* 91 (1–3), 25–37.

Keener, H.M., Marugg, C., Hansen, R.C., Hoitink, H.A.J., 1993. Optimising the efficiency of the composting process. In: Hoitink, H.A.J., Keener, H.M. (Eds.), *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental and Microbial and Utilisation Aspects*. Renaissance Publications, Worthington, USA, pp. 59–94.

Keener, H. M., Ekinici, K., Elwell, D. L., Michel, F. C., 2002. Principles of composting process optimization. In: Michel, F. C., Rynk, F. R., Hoitink, H. A. J. (Eds.), *Proceedings of 2002 International Symposium: Composting and Compost Utilization*, Columbus, USA. The JG Press, Emmaus, Pennsylvania, 34-35.

Keener, H. M., Michel, F. C., Elwell, D. L., 2003. Spreadsheet computer models for design and management of compost systems. In: *Proceedings of 2003 Annual International Meeting of the Institute of Biological Engineering*, Athens, USA.

Keener, H. M., Ekinici, K., Michel, F. C., 2005. Composting process optimization using - On/off controls. *Compost Science & Utilization* 13 (4), 288-299.

Kim, D.S., Kim, J.O., Lee, J.J., 2000. Aerobic composting performance and simulation of mixed sludges. *Bioprocess Engineering* 22 (6), 533–537.

Kishimoto, M., Preechaphan, C., Yoshida, T., Taguchi, H., 1987. Simulation of an aerobic composting of activated sludge using a statistical procedure. *MIRCEN Journal* 3, 113–124.

Koenig, A., Tao, G.H., 1996. Accelerated forced aeration composting of solid waste. In: *Proceedings of the Asia-Pacific Conference on Sustainable Energy and Environmental Technology*, Singapore, pp. 450–457.

Koenig, A., Bari, Q. H., 1999. Effect of different forced aeration methods on vertical temperature distribution and reaction rates during composting. In: *Bidlingmaier, W., de Bertoldi, M., Diaz, L.*

Komilis, D. P., 2006. A kinetic analysis of solid waste composting at optimal conditions. *Waste Management* 26 (1), 82-91.

Komilis, D. P., Ham, R. K., 2003. The effect of lignin and sugars to the aerobic decomposition of solid wastes. *Waste Management* 23 (5), 419-423.

Komilis, D. P., Ham, R. K., 2006. Carbon dioxide and ammonia emissions during composting of mixed paper, yard waste and food waste. *Waste Management* 26 (1), 62-70.

Lasaridi, K. E., Stentiford, E. I., 2001. Composting of source separated MSW: an approach to respirometric techniques and biodegradation kinetics. In: *Balis, C. et al. (Eds.), Proceedings of the International Symposium on Composting of Organic Matter*, International Society Horticultural Science, Louvain, 81-88.

Lasaridi, K. E., Papadimitriou, E. K., Balis, C., 1996. Development and demonstration of a thermogradient respirometer. *Compost Science & Utilization* 4 (3), 53-61.

- Lasaridi, K. E., Stentiford, E. I., Evans, T., 2000. Windrow composting of wastewater biosolids: process performance and product stability assessment. *Water Science and Technology* 42 (9), 217-226.
- Li, J. B., Huang, G. H., Chakma, A., Zeng, G. M., Huang, Y. F., 2002. Modeling of solid waste composting under uncertainty. In: *Waste Management and the Environment, 1st Conference*. WIT Press, Southampton, 253-262.
- Lin, Y. P., Huang, G. H., Lu, H. W., He, L., 2008a. Modeling of substrate degradation and oxygen consumption in waste composting processes. *Waste Management* 28 (8), 1375-1385.
- Lin, Y. P., Huang, G. H., Lu, H. W., He, L., 2008b. A simulation-aided factorial analysis approach for characterizing interactive effects of system factors on composting processes. *Science of the Total Environment* 402 (2-3), 268-277.
- Marques, Ana S. M. L. C. (2008). “Valorização orgânica do subproduto da destilação do bagaço da uva”, Tese de Mestrado, Universidade de Aveiro.
- Martinho, M. G. e Gonçalves, M. G. (2000). Gestão de Resíduos. Edição da Universidade Aberta.
- Mason, I.G., 2006. Mathematical modelling of the composting process: a review. *Waste Management* 26 (1), 3–21.
- Mason, I.G., Milke, M.W., in press-a. Physical modelling of the composting environment: a review. Part 1: Reactor systems. *Waste Management*.
- Mason, I.G., Milke, M.W., in press-b. Physical modelling of the composting environment: a review. Part 2: Simulation performance. *Waste Management*.
- Mason, I. G., 2008a. An evaluation of substrate degradation patterns in the composting process. Part 1: profiles at constant temperature. *Waste Management* 28 (9), 1598-1608.
- Mason, I. G., 2008b. An evaluation of substrate degradation patterns in the composting process. Part 2: temperature-corrected profiles. *Waste Management* 28 (10), 1751-1765.

Mason, I. G., 2008c. Design and performance of a simulated feedstock for composting experiments. *Compost Science & Utilization* 16 (3), 207-214.

Mason, I. G., 2009. Predicting biodegradable volatile solids degradation profiles in the composting process. *Waste Management* 29 (2), 559-569.

Matos, M. A. A., Pereira, F. J. M. A. (2003). “Operações de tratamento biológico. Compostagem”, in Tratamento e Gestão de Resíduos Sólidos, apontamentos teóricos da disciplina, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro.

Mendham, J., Denney, R. C., Barnes, J.D., Thomas, M. J. K. (2002). “Análise Química quantitativa” Vogel. Ed. LTC, 6ª Edição

Mohee, R., White, R., Das, K., 1998. Simulation model for composting cellulosic (bagasse) substrates. *Compost Science & Utilisation* 6 (2), 82–92.

Nakasaki, K., Kato, J., Akiyama, T., Kubota, H., 1987. A new composting model and assessment of optimum operation for 20 I.G. Mason / *Waste Management* 26 (2006) 3–21 effective drying of composting material. *Journal of Fermentation Technology* 65 (4), 441–447.

Nakasaki, K., Ohtaki, A., 2002. A simple numerical model for predicting organic matter decomposition in a fed-batch composting operation. *Journal of Environmental Quality* 31 (3), 997-1003.

Nascimento, Adelina M. *et al.* (2005). “Química e Meio Ambiente: Reciclagem de lixo e química verde”. Secretaria de Educação: Curso Formação Continuada Ciências Da Natureza, Matemática E Suas Tecnologias.

Ndegwa, P.M., Thompson, S.A., Merka, W.C., 2000. A dynamic simulation model of in-situ composting of caged layer manure. *Compost Science & Utilisation* 8 (3), 190–202.

Neves, D.S.F, Gomes, A.P.D, Tarelho, L.A.C e Matos,M.A.A. (2007). “Application of a Dynamic Model to the Simulation of the Composting Process”. *Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 1 - 5 October 2007.*

Paredes, C., Roig, A., Bernal, M. P., Sanchez-Monedero, M. A., Cegarra, J., 2000. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biology and Fertility of Soils* 32 (3), 222-227.

Paredes, C., Bernal, M. P., Roig, A., Cegarra, J., 2001. Effects of olive mill wastewater addition in composting of agroindustrial and urban wastes. *Biodegradation* 12 (4), 225-234.

Paredes, C., Bernal, M. P., Cegarra, J., Roig, A., 2002. Bio-degradation of olive mill wastewater sludge by its co-composting with agricultural wastes. *Bioresource Technology* 85 (1), 1-8.

Petric, I., Selimbasic, V., (2008). “Development and validation of mathematical model for aerobic composting process”. *Chemical Engineering Journal* 139 (2), 304-317.

Pita, F. A. G. (2002). “Armazenamento e Tratamento de RSU”, in Armazenamento e Tratamentos de Resíduos, apontamentos teóricos da disciplina, Departamento de Ciências da Terra, Faculdade Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra

Qin, X., Huang, G., Zeng, G., Chakma, A., Xi, B., 2007. A fuzzy composting process model. *Journal of the Air & Waste Management Association* 57 (5), 535-550.

Ramirez-Perez, J. C., Strom, P. F., Krogmann, U., 2007. Horse manure and cranberry fruit composting kinetics and measures of stability. *Compost Science & Utilization* 15 (3), 200- 214.

Robinzon, R., Kimmel, E., Avnimelech, Y., 2000. Energy and mass balances of windrow composting system. *Transactions of ASAE* 43 (5), 1253–1259.

Santos, L.M.C. (2001). “Resíduos com interesse agrícola – evolução de parâmetros da sua compostagem”, Série de estudos, (Instituto Politécnico de Bragança)

Santos, J. Dias dos, (2007). “Caracterização Físico-Química e biológica em diferentes laboratórios de produtos obtidos a partir da compostagem de resíduos orgânicos biodegradáveis”. Tese de mestrado. Departamento de Zoologia e Antropologia. Faculdade de Ciências. Universidade do Porto

Scholwin, F., Bidlingmaier, W., 2003. Fuzzifying the composting process: a new model based control strategy as a device for achieving a high grade and consistent product quality. In: Proceedings of the Fourth International Conference of ORBIT Association on Biological Processing of Organics: Advances for a Sustainable Society, 30th April–2 May, 2003, Perth, Australia. ORBIT Association, Weimar, Germany, pp. 739–751.

Schulze K. (1962) Continuous Thermophilic Composting. *Applied Microbiology*, 10, 2, 108-122.

Seki, H., 2000. Stochastic modeling of composting processes with batch operation by the Fokker–Planck equation. *Transactions of ASAE* 43 (11), 169–179.

Shin, H. S., Hwang, E. J., Park, B. S., Sakai, T., 1999. The effects of seed inoculation on the rate of garbage composting. *Environmental Technology* 20 (3), 293-300.

Silveira, A., 1999. *Contribuição para o desenvolvimento de modelo cinético de compostagem (Contribution for the developement of a composting kinetic model)*. Ph.D. thesis, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, Portugal. 218 p.

Smith, R., Eilers, R.G., 1980. Numerical simulation of activated sludge composting. EPA-600/2-8C-191, USEPA, Cincinnati, OH, USA.

Sole-Mauri, F., Illa, X., Magrí, A., Prenafeta-Boldú, A., Flotats, F. X., 2007. An integrated biochemical and physical model for the composting process. *Bioresource Technology* 98 (17), 3278-3293.

Stombaugh, D.P., Nokes, S.E., 1996. Development of a biologically based aerobic composting simulation model. *Transactions of ASAE* 39 (1), 239–250.

Straatsma, G., Gerrits, J.P.G., Thissen, J.T.N.M., Amsing, J.G.M., Loffen, H., van Griensven, L.J.L.D., 2000. Adjustment of the composting process for mushroom cultivation based on initial substrate composition. *Bioresource Technology* 72 (1), 67–74.

Tchobanoglous G, Theisen H, Vigil S.A. (1993) *Integrated Solid Waste Management: engineering principles and management issues*. Singapore, McGraw-Hill, 1993.~

- Tollner, E. W., Smith, J., Das, K. C., 1998. Development and preliminary validation of a compost process simulation model. In: Das, K. C., Graves, E. F. (Eds.), *Proceedings of Composting in the Southeast*, The University of Georgia, Athens, USA, 218-228.
- Tosun, I., Gonullu, M. T., Arslankaya, E., Gunay, A., 2008. Co-composting kinetics of rose processing waste with OFMSW. *Bioresource Technology* 99 (14), 6143-6149.
- Tremier, A., de Guardia, A., Massiani, C., Paul, E., Martel, J. L., 2005. A respirometric method for characterising the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted. *Bioresource Technology* 96 (2), 169-180.
- van Lier, J.J.C., van Ginkel, J.T., Straatsma, G., Gerrits, J.P.G., van Griensven, L.J.L.D., 1994. Composting of mushroom substrate in a fermentation tunnel – compost parameters and a mathematical model. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 42 (4), 271– 292.
- VanderGheynst, J., Walker, L., Parlange, J., 1997. Energy transport in a high-solids aerobic degradation process: Mathematical modeling and analysis. *Biotechnology Progress* 13 (3), 238 248.
- Weppen, P., 2001. Process calorimetry on composting of municipal organic wastes. *Biomass & Bioenergy* 21, 289–299.
- Whang, D.S., Meenaghan, G.F., 1980. Kinetic model of the composting process. *Compost Science/Land Utilisation* 21 (3), 44–46.
- Xi, B. D., Zhang, G. J., Liu, H. L., 2005. Process kinetics of inoculation composting of municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials* 124 (1-3), 165-172.
- Xi, B. D., Qin, X. S., Su, X. K., Jiang, Y. H., Wei, Z. M., 2008. Characterizing effects of uncertainties in MSW composting process through a coupled fuzzy vertex and factorialanalysis approach. *Waste Management* 28 (9), 1609-1623.
- Yamada, Y., Kawase, Y., 2006. Aerobic composting of waste activated sludge: kinetic analysis for microbiological reaction and oxygen consumption. *Waste Management* 26 (1), 49-61.

Yu, S., Clark, O. G., Leonard, J. J., 2009. Influence of free air space on microbial kinetics in passively aerated compost. *Bioresource Technology* 100 (2), 782-790.

Zavala, M. A. L., Funamizu, N., Takakuwa, T., 2004a. Temperature effect on aerobic biodegradation of feces using sawdust as a matrix. *Water Research* 38 (9), 2406-2416.

Zavala, M. A. L., Funamizu, N., Takakuwa, T., 2004b. Modeling of aerobic biodegradation of feces using sawdust as a matrix. *Water Research* 38 (5), 1327-1339.

ANEXOS

Anexo I – Variação de caudal ao longo do tempo no Ensaio 1

Tempo [dia]	Caudal [l/min]
0	3,00
1	3,00
2	2,50
4	2,00
5	1,50
6	1,75
7	1,50
8	1,40
10	1,40
11	1,25
13	1,00
14	1,00
15	1,00
18	1,00
19	1,00
20	1,00
21	1,00
22	1,00
26	1,00

Anexo II – Variação de caudal ao longo do tempo no Ensaio 2

Tempo [dia]	Caudal [l/min]
0	1,00
1	1,02
2	1,52
3	1,54
4	1,75
5	1,00
6	1,00
7	1,00
8	1,00
9	1,11
10	1,11
11	1,08
12	1,08
13	1,11
14	1,11
15	1,10
16	1,11
17	1,11
18	1,13
19	1,10
20	1,11
21	1,10

Anexo III – Variação de caudal ao longo do tempo no Ensaio 3

Tempo [dia]	Caudal [l/min]
0	1,01
1	1,01
2	1,04
3	1,25
4	1,03
5	1,04
6	1,05
7	1,07
8	1,11
9	1,09
10	1,08
11	1,11
12	1,11
13	1,09
14	1,10
15	1,11
16	1,11
17	1,11
18	1,10
19	1,11
20	1,09
21	1,08
22	1,07
23	1,09
24	0,50
25	0,55
26	0,56
27	0,57

Anexo IV –Cálculo do W_{VA} à entrada, ao longo do tempo no Ensaio 1

Valores apresentados na tabela foram calculados com base em equações descritas no subcapítulo 3.2.4.2.1 no capítulo 3.

Temperatura [°C]	Pvsat [mmHg]	%HR _{entrada}	HR _{entrada}	Pv [mmHg]	W_{VA} [kg H ₂ O/kgar seco]
21,2	19,48	14,8	0,148	2,89	0,002
21,2	19,45	14,8	0,148	2,88	0,002
21,2	19,42	14,8	0,148	2,87	0,002
21,2	19,40	14,7	0,147	2,86	0,002
21,1	19,37	14,7	0,147	2,85	0,002
21,1	19,35	14,7	0,147	2,83	0,002
21,1	19,32	14,6	0,146	2,82	0,002
21,1	19,29	14,6	0,146	2,81	0,002
21,6	19,92	14,7	0,147	2,93	0,002
22,0	20,40	14,3	0,143	2,92	0,002
20,0	18,10	14,9	0,149	2,70	0,002
21,0	19,22	14,3	0,143	2,75	0,002
20,1	18,21	14,1	0,141	2,57	0,002
20,5	18,65	14,2	0,142	2,65	0,002
21,1	19,33	14,1	0,141	2,73	0,002
20,0	18,10	14,5	0,145	2,63	0,002
21,9	20,28	14,4	0,144	2,92	0,002
21,2	19,45	14,3	0,143	2,78	0,002
20,8	18,99	14,1	0,141	2,68	0,002
Média					0,002

Anexo V –Cálculo do W_{VA} à saída, ao longo do tempo no Ensaio 1

Valores apresentados na tabela foram calculados com base em equações descritas no subcapítulo 3.2.4.2.1 no capítulo 3.

Temperatura [°C]	Pvsat [mmHg]	%HR _{saída}	HR _{saída}	Pv [mmHg]	W_{VA} [kg H ₂ O/kgar seco]
27,20	27,60	99,20	0,99	27,38	0,022
26,00	25,77	99,50	1,00	25,64	0,021
26,10	25,92	99,40	0,99	25,76	0,021
26,50	26,52	99,30	0,99	26,33	0,022
26,70	26,82	99,10	0,99	26,58	0,022
26,70	26,82	96,70	0,97	25,94	0,021
24,50	23,62	96,50	0,97	22,79	0,019
22,50	21,01	96,10	0,96	20,19	0,017
23,20	21,89	96,40	0,96	21,10	0,017
22,50	21,01	96,30	0,96	20,23	0,017
20,60	18,77	95,70	0,96	17,96	0,015
20,90	19,11	94,50	0,95	18,05	0,015
21,00	19,22	94,30	0,94	18,12	0,015
20,50	18,65	94,20	0,94	17,57	0,014
20,60	18,77	94,10	0,94	17,66	0,014
20,10	18,21	93,50	0,94	17,03	0,014
21,90	20,28	93,40	0,93	18,94	0,015
21,40	19,68	94,70	0,95	18,64	0,015
20,80	18,99	93,20	0,93	17,70	0,014
Média					0,017

Anexo VI –Cálculo do W_{VA} à saída, ao longo do tempo no Ensaio 2

Valores apresentados na tabela foram calculados com base em equações descritas no subcapítulo 3.2.4.2.1 no capítulo 3.

Temperatura [°C]	Pvsat [mmHg]	%HR _{saída}	HR _{saída}	Pv [mmHg]	W_{VA} [kg H ₂ O/kgar seco]
28,50	29,72	97,00	0,97	28,83	0,024
30,30	32,90	97,30	0,97	32,01	0,026
31,60	35,37	97,30	0,97	34,42	0,028
34,20	40,82	98,90	0,99	40,37	0,033
34,80	42,17	96,00	0,96	40,49	0,033
32,60	37,39	98,20	0,98	36,71	0,030
29,10	30,75	96,60	0,97	29,71	0,024
28,50	29,72	96,10	0,96	28,57	0,023
29,20	30,92	96,40	0,96	29,81	0,024
26,90	27,13	97,00	0,97	26,32	0,022
26,30	26,22	96,90	0,97	25,40	0,021
26,90	27,13	94,80	0,95	25,72	0,021
26,60	26,67	95,10	0,95	25,36	0,021
26,60	26,67	95,20	0,95	25,39	0,021
26,30	26,22	95,10	0,95	24,93	0,020
26,50	26,52	95,40	0,95	25,30	0,021
26,60	26,67	95,20	0,95	25,39	0,021
26,80	26,98	94,90	0,95	25,60	0,021
25,60	25,18	93,40	0,93	23,52	0,019
25,90	25,62	95,30	0,95	24,41	0,020
24,20	23,21	94,10	0,94	21,84	0,018
23,50	22,28	93,90	0,94	20,92	0,017
Média					0,023